

*Avaluació de la capacitat de segrest
de carboni d'un sòl restaurat
amb fangs de depuradora:
Paper de les propietats físiques del sòl*

Idoia Perera Bach

UAB
Universitat Autònoma
de Barcelona

Centre de
Recerca
Ecològica i
Aplicacions
Forestals
CREAF

Bellaterra, 2010

***Avaluació de la capacitat de segrest
de carboni d'un sòl restaurat
amb fangs de depuradora:
Paper de les propietats físiques del sòl***

Memòria del projecte de final de carrera presentada per

Idoia Perera Bach

Llicenciatura de Ciències Ambientals

Facultat de Ciències

Universitat Autònoma de Barcelona

Director: Josep Maria Alcañiz Baldellou

Professor titular d'Edafologia

CREAF (Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals)

Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i Ecologia

Facultat de Ciències

Universitat Autònoma de Barcelona

Co-director: Gerardo Ojeda Castro

IMAR (Instituto do Mar)

Departamento de Zoologia

Faculdade de Ciências e Tecnologia

Universidade de Coimbra

Bellaterra, 2010



Universitat Autònoma de Barcelona

Departament de Biologia Animal, de Biologia Vegetal i d'Ecologia Unitat d'Ecologia

Informe del Director, Projecte Final de Carrera de Ciències Ambientals

Alumne: Idoia Perera Bach

Assignatura: Projecte final de carrera (Codi 24675).

Curs2009-10

En Josep M. Alcañiz Baldellou, catedràtic d'Edafologia i Química Agrícola de la UAB, adscrit al Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i Ecologia, i al CREAMF,

INFORMA

Que Idoia Perera Bach ha dut a terme el seu projecte final de carrera titulat "AVALUACIÓ DE LA CAPACITAT DE SEGREST DE CARBONI D'UN SÒL RESTAURAT AMB FANGS DE DEPURADORA: PAPER DE LES PROPIETATS FÍSQUES DEL SÒL" sota la meua direcció al llarg del curs 2009-10.

Aquest treball pretén valorar el comportament front a un determinat procés erosiu d'un sòl que va ser adobat fa 17 anys amb fangs de depuradora i que ha segrestat carboni. Atesa la complexitat dels processos erosius, l'estudi s'ha centrat en un dels aspectes més importants com és la mesura de la vulnerabilitat a un procés d'humitejament ràpid que pot provocar el trencament dels agregats.

La realització d'aquest treball ha permès a la estudiant familiaritzar-se amb els assaigs de laboratori que inclou el mètode de Le Bissonais per estudiar l'estabilitat dels agregats. També ha après a tractar estadísticament les dades i ha explorat la bibliografia d'aquesta especialitat. Tot plegat ha permès a la estudiant iniciar-se en l'àmbit de la recerca científica al realitzar aquest treball dins de les activitats d'un dels nostres projectes de recerca.

El treball s'ha realitzat al llarg de tot el curs, demostrant la estudiant molt interès pel tema, i la paciència i dedicació necessària per desenvolupar correctament els assaigs. Per tant, considero que el treball ha assolit amb escreix els requeriments de formació que es demanen en un projecte final de carrera de Ciències Ambientals.

I perquè consti als efectes que correspongui, signo el present informe a Bellaterra (Cerdanyola del Vallès) a 25 de juny de 2010.

AGRAÏMENTS

Al Gerardo, per ajudar-me en tot moment
amb el desenvolupament del projecte,
tant teòricament com experimentalment,
i haver-me ensenyat tant sobre el món dels sòls.

Al Josep Maria, per haver-me donat l'oportunitat
de dur a terme el projecte sobre sòls,
treballant en el CREAM.

A la Daniela,
per les hores compartides
al laboratori.

Al Joel,
per aplicar en aquest projecte
les seves habilitats
com a dissenyador.

A la Marta, l'Ester i la Camen,
per donar ànims quan més fa falta.

ÍNDEX

INFORME DEL DIRECTOR.....	3
AGRAÏMENTS.....	4
ÍNDEX DE TAULES I FIGURES.....	8
PRESENTACIÓ I JUSTIFICACIÓ.....	11
1. FONAMENTS TEÒRICS.....	12
1.1. Les activitats extractives i la seva restauració a catalunya	12
1.2. El paper dels fangs de depuradora en el procés de restauració	14
1.2.1. Aplicació dels fangs de depuradora en sòls calcaris	18
1.2.2. Avaluació de l'impacte ambiental de l'aplicació del fang de depuradora	18
1.3. Descripció i origen dels fangs de depuradora	20
1.4. Marc legal en la restauració i en l'ús de fangs de depuradora	21
1.5. Segrest i estabilització de carboni al sòl.....	23
1.5.1. Beneficis del segrest de matèria orgànica al sòl	23
1.5.2. Emmagatzematge de carboni al sòl.....	24
1.5.3. Mecanismes d'estabilització del carboni al sòl.....	26
1.5.4. Interaccions amb les superfícies minerals i ions metàl·lics / estabilització química o òrgano-mineral de la matèria orgànica del sòl.....	28
1.5.5. Conservació selectiva /	31
estabilització bioquímica de la matèria orgànica del sòl.....	31
1.6. Accessibilitat i protecció física del carboni en el sòl	34
1.6.1. Estabilització i accessibilitat de la matèria orgànica	34
1.6.2. Accessibilitat de la matèria orgànica i agregació	36
1.6.3. Mecanismes de protecció física del carboni	39
1.6.4. Segrest del carboni segons la mida dels agregats	41
1.7. Formació i estabilització d'agregats	43
1.7.1. Estructura del sòl i estabilitat dels agregats	43
1.7.2. Evolució de les teories relacionades amb la formació, estabilització i trencament d'agregats	44
1.7.3. Altres factors principals que controlen la macroagregació i la microagregació	48
1) La fauna del sòl: cucs de terra, tèrmitis i formigues.....	50
2) Els microorganismes del sòl.....	52

3) Les arrels	53
4) Els agents lligands inorgànics: òxids i calci	55
5) Les variables ambientals: cicles de congelació-descongelació, cicles d'assecat-humitejament i foc.....	56
6) Les característiques i usos del sòl	58
1.8. Mecanismes de trencament d'agregats per acció de l'aigua	59
1.8.1. Slaking: trencament per la compressió d'aire atrapat	59
1.8.2. Expansió diferencial (differential swelling - microcracking).....	60
1.8.3. Impacte de les gotes de pluja (raindrop impact - splash)	60
1.8.4. Dispersió fisicoquímica	61
1.8.5. Antecedents dels mètodes de mesura de l'estabilitat dels agregats	61
2. OBJECTIUS	63
3. ZONA D'ESTUDI I PROCÉS DE RESTAURACIÓ	64
3.1. Descripció de la zona d'estudi.....	64
3.2. Disseny experimental de la restauració	65
3.3. Característiques del sòl i del fang utilitzats	67
4. METODOLOGIA	69
4.1. Recollida i preparació de les mostres de sòls.....	69
4.2. Estabilitat d'agregats: mètode <i>le bissonnais</i>	69
4.2.1. Humitejament ràpid per immersió en aigua	70
4.2.2. Distribució de mides dels agregats	71
4.3. Determinació del carboni oxidable.....	72
4.4. Anàlisi estadístic.....	73
5. RESULTATS	74
5.1. Influència a mitjà termini del fang de depuradora sobre el contingut de carboni orgànic del sòl i en els seus agregats.....	74
5.2. Estabilitat estructural del sòl i protecció física del carboni orgànic	77
5.3. Efectes de la immersió dels agregats del sòl en el pH i la conductivitat elèctrica de l'aigua	79
6. DISCUSSIÓ	82
6.1. Influència a mitjà termini del fang de depuradora sobre el contingut de carboni orgànic del sòl.....	82
6.2. Estabilitat estructural del sòl i protecció física del carboni orgànic	84
6.3. Segrest de carboni i canvi climàtic	87

6.4. Efectes de la immersió dels agregats del sòl sobre el pH i la conductivitat elèctrica de l'aigua	89
7. CONCLUSIONS	90
8. RECOMANACIONS PER A LA RECERCA FUTURA I LA GESTIÓ DE LA MATÈRIA ORGÀNICA EN SÒLS DEGRADATS	91
9. REFERÈNCIES.....	92
9.1. Llibres, articles i altres documents	92
9.2. Webgrafia.....	107
10. ACRÒNIMS I ABREVIACIONS	108
11. ANNEXOS	110
11.1. Pressupost	110
11.2. Programació	111
11.3. Textos i figures complementaris	112
11.3.1. Procés de depuració de les aigües residuals.....	112
11.3.2. Classificació dels fangs de depuradora.....	114
11.3.3. Canvi climàtic	114
11.3.4. Figures complementàries	115

ÍNDEX DE TAULES I FIGURES

Taula 1. <i>Característiques analítiques del sòl i fang aplicats per a la restauració experimental d'un talús de la pedrera Rubau, l'any 1992.</i>	67
Taula 2. <i>Resum de les anàlisis de variància de 2 factors dels diferents rangs de mides (5 - 2, 2 - 0.250, 0.250 - 0.053 i < 0.053) i tractaments (control, 200 Mg ha⁻¹ i 400 Mg ha⁻¹).</i>	75
Figura 1. <i>(a) Esquema de l'organització del sòl en capes o horitzons i recomanacions per separar les terres segons la seva qualitat en el procés de decapatge. (b) Esquema de la disposició de materials de rebuig de l'extracció i terres en el procés de restauració d'una explotació.</i>	14
Figura 2. <i>Representació del cicle del COS i de la influència dels factors biòtics (com l'abundància d'espècies vegetals i microbianes) i dels factors ambientals (com la temperatura, la humitat i la textura del sòl).</i>	25
Figura 3. <i>Esquematzació dels tres factors principals que intervenen en l'estabilitat de la MOS i de l'efecte directe i indirecte que hi tenen els invertebrats del sòl (tema que serà tractat més detalladament en apartats posteriors).</i>	35
Figura 4. <i>La desagregació incrementa l'accessibilitat del COS als microorganismes i als enzims extracel·lulars, promovent així la respiració microbiana.</i>	37
Figura 5. <i>Representació de l'accessibilitat del COS als microorganismes i de la varietat de factors químics, microbians i vegetals que promouen l'agregació.</i>	37
Figura 6. <i>Model de jerarquia d'agregats proposat per Tisdall i Oades (1982).</i>	45
Figura 7. <i>Esquema dels diferents compartiments de C en microagregats i macroagregats.</i>	47
Figura 8. <i>La multiplicitat d'interaccions i retroalimentacions entre els cinc majors factors que condicionen la formació i estabilització dels agregats.</i>	49
Figura 9. <i>Ortofotomapa de la zona on s'ubica la pedrera i l'EDAR.</i>	64
Figura 10. <i>Ortofotomapa (any 2008) del sector NE de la Pedrera Rubau on s'observa el talús que conté les parcel·les experimentals preparades l'any 1992, amb el seu codi d'identificació, d'on s'han obtingut les mostres estudiades.</i>	65
Figura 11. <i>Dosis nominal de fang (matèria seca sobre terra fina seca) i formes d'aplicació assajades (A, B) a les diferents zones restaurades.</i>	66

- Figura 12.** *Aparell de tamissat en humit Eijkelkamp i els seus diferents accessoris: (a) garbells de 2, 1, 0.5, 0.250, 0.125, 0.053 mm; (b) vasos d'immersió; (c) instrument i accessoris en posició per posar-se en marxa.* 71
- Figura 13.** *Valors mitjans de contingut de carboni orgànic (%) en el sòl (agregats entre 3 i 5 mm), tractat amb 200 Mg ha⁻¹ (7B) i 400 Mg ha⁻¹ (15B) de fang fresc, 17 anys després de la seva incorporació al sòl.* 74
- Figura 14.** *Valors mitjans de la concentració de carboni orgànic en els agregats estables en aigua retinguts en els garbells de 0.053, 0.125, 0.250, 0.5, 1 i 2 mm.* 75
- Figura 15.** *Valors mitjans del contingut de carboni orgànic en els diferents rangs de mides d'agregats segons els diferents tractaments (C = control; 7B = 200 Mg ha⁻¹; 15B = 400 Mg ha⁻¹).* 76
- Figura 16.** *Valors mitjans de l'índex de segrest de carboni (ISC) dels diferents tractaments (C = control; 7B = 200 Mg ha⁻¹; 15B = 400 Mg ha⁻¹) en els agregats estables en aigua.* 76
- Figura 17.** *Valors mitjans de: (a) diàmetre mitjà ponderat (DMP) dels diferents tractaments (C = control; 7B = 200 Mg ha⁻¹; 15B = 400 Mg ha⁻¹), i (b) percentatge d'agregats en els diferents rangs de mides.* 77
- Figura 18.** *Relació entre: (a) el contingut de carboni orgànic en els agregats entre 3 i 5 mm, i (b) l'índex de segrest de carboni (ISC), amb el diàmetre mitjà ponderat (DMP) en els diferents tractaments (C = control; 7B = 200 Mg ha⁻¹; 15B = 400 Mg ha⁻¹).* 78
- Figura 19.** *Relació entre el percentatge en pes dels agregats estables en aigua de diferent rang de mides i el seu corresponent contingut de carboni orgànic.* 78
- Figura 20.** *Valors mitjans de l'increment del pH en l'aigua d'immersió en: (a) les diferents mides d'agregats, i (b) els diferents tractaments.* 79
- Figura 21.** *Relació entre l'increment en el pH de l'aigua d'immersió degut al contacte amb els agregats estables en aigua de diferents rangs de mides i del percentatge en pes de cada rang de mides d'agregats.* 80
- Figura 22.** *Valors mitjans de l'increment de la conductivitat elèctrica (CE) en l'aigua d'immersió en: (a): les diferents mides d'agregats, i (b): els diferents tractaments.* 80
- Figura 23.** *Relació entre l'increment de la conductivitat elèctrica (CE) de l'aigua d'immersió degut al contacte amb els agregats estables en aigua de diferents rangs de mides i el percentatge en pes de cada rang de mides d'agregats.* 81
- Figura 24.** *Relacions entre l'increment en el pH de l'aigua d'immersió amb: (a) l'índex de segrest de carboni (ISC), i (b) el diàmetre mitjà ponderat (DMP), i entre l'increment en la conductivitat elèctrica (CE) (c) amb l'ISC i (d) el DMP.* 81

- Figura 25.** *Esquema d'una EDAR, línia d'aigües i línia de fangs. 1: Predesbast; 2: Dessorrador; 3: Desgreixador; 4: Decantació primària; 5: Reactor biològic; 6: Decantació secundària; 7: Espessidor de fangs; 8: Digestor de fangs; 9: Deshidratació de fangs.* 112
- Figura 26.** *Esquema de la composició dels agregats i de les fraccions sorgides de l'slaking. La presència de matèria orgànica addicional confereix més estabilitat als agregats.* 115
- Figura 27.** *(a) Camins de flux preferencial en un perfil de sòl d'1 m de profunditat (basat en Bundt et al. (2001)). (b) Distribució de la freqüència de la distància entre un punt en el sòl i el camí de flux preferencial més proper: a més profunditat hi ha menys probabilitat de situar-se prop d'un camí de flux preferencial.* 116
- Figura 28.** *Model conceptual de les dinàmiques de la MOS en compartiments mesurables. Els processos de la formació/degradació dels agregats, adsorció/desorció i condensació/complexació de la MOS i la qualitat de les restes vegetals determinen els compartiments dinàmics de la MOS.* 116
- Figura 29.** *Model de formació d'agregats. Aquest model conceptual del cicle de vida d'un macroagregat mostra la formació de nous microagregats entre els macroagregats i l'acumulació versus la mineralització del CO associat als agregats.* 117
- Figura 30.** *Exemples de diferents tipus de macroagregats separats de les fraccions de mida entre 4 i 12.5 mm: (a) turrícules fresques, (b) turrícules adherides, (c) agregat arrodonit, (d) agregat angular.* 118
- Figura 31.** *L'estabilitat dels agregats mesurada amb el mètode de Hénin et al. (1958), en funció del contingut d'aigua i del percentatge d'argiles.* 118
- Figura 32.** *Mostres classificades al laboratori seques i garbellades, preparades per dur a terme els tractaments.* 118
- Figura 33.** *Detall del garbell amb mida de malla 2 mm.* 119
- Figura 34.** *Mostra triturada (a l'esquerra), per dur a terme l'oxidació del carboni i mostra per triturar (a la dreta).* 119

PRESENTACIÓ I JUSTIFICACIÓ

La dinàmica econòmica creixent de Catalunya durant els darrers anys ha propiciat el desenvolupament d'un gran nombre d'activitats extractives. Aquestes produeixen impactes sobre el medi que s'han de reparar. Aquest projecte es centra en els impactes sobre el sòl, i en la seva restauració mitjançant l'addició d'una esmena orgànica: els fangs de depuradora. Actualment s'està fomentant a Catalunya l'ús dels fangs de depuradora, ja que representa l'aprofitament d'un residu com a recurs, tancant el cicle de la matèria, tot i que poden ocasionar efectes negatius sobre el medi ambient si no hi ha un control dels seus paràmetres químics i si la seva aplicació no es du a terme d'una forma adequada.

Cal tenir en compte que el sòl es considera un recurs no renovable a escala humana, i tot i així és un compartiment ambiental al que socialment no se li dóna tanta importància com per exemple a la hidrosfera o a l'atmosfera. Per això hi ha la necessitat, per una banda, de minimitzar-hi els efectes negatius que es deriven de les activitats humanes i, per l'altra, de desenvolupar treballs que facin reflexionar sobre la complexitat del sòl i el seu paper en els cicles mediambientals.

L'interès en els fangs de depuradora rau, principalment, en la quantitat de matèria orgànica i nutrients que aporten al sòl. La matèria orgànica té una gran influència en el manteniment d'unes bones condicions per al creixement vegetal i pel desenvolupament de tot l'ecosistema del sòl, imprescindible perquè es dugui a terme una bona regeneració de la zona afectada per l'activitat extractiva. El carboni que forma aquesta matèria orgànica es pot trobar segregat en el sòl mitjançant diferents mecanismes, classificats diversament segons els autors.

En aquest projecte s'estudia el grau de protecció física del carboni dins dels agregats de diferents mides en el sòl d'una antiga pedrera, restaurada fa 17 anys amb terres adobades amb fangs de depuradora. D'aquesta manera, s'avalua la influència del carboni orgànic protegit físicament en l'estabilitat estructural i en el manteniment d'un adequat ecosistema edàfic, i també s'interpreta el paper dels sòls restaurats amb aquest tipus d'esmena orgànica en el context de les mesures de mitigació contra el canvi climàtic, duent a terme una extensa revisió bibliogràfica per complir aquests objectius.

1. FONAMENTS TEÒRICS

1.1. Les activitats extractives i la seva restauració a Catalunya

La dinàmica econòmica creixent de la societat catalana en els darrers anys ha propiciat el desenvolupament d'un gran nombre d'activitats extractives¹. Aquestes permeten cobrir les necessitats de recursos minerals, d'àrids per a la construcció i d'altres matèries primeres també pel sector industrial. Aquests materials són imprescindibles per a la vida quotidiana i el progrés de la societat (Alcañiz *et al.*, 2008). A Catalunya hi ha força recursos minerals que tradicionalment han estat explotats en funció de la demanda². Aquest augment continuat en la demanda fa que les explotacions incrementin, no només la seva fondària, sinó també la superfície afectada (DMAH, 2010).

A conseqüència, també han augmentat les afeccions al medi que provoquen aquestes activitats, que es manifesten en forma de diversos impactes ambientals en tot el procés d'explotació. Els efectes més persistents i visibles sobre el medi ambient són la modificació del relleu original i la supressió de la coberta vegetal, la falta generalitzada de sòl disponible per la biota del sòl, amb els consegüents problemes d'erosió (els materials de desfet en talussos escarpats provoquen un risc molt alt d'erosió en aquestes zones, per exemple) i afecció a la flora, la fauna i les aigües superficials i freàtiques (Sort i Alcañiz, 1998; Alcañiz *et al.*, 2008). A més, cal tenir en compte que el sòl constitueix un recurs natural considerat pràcticament no renovable a l'escala temporal humana (Porta *et al.*, 1985 -citad per Ortiz, 1998-).

Els impactes generats per les extraccions mineres venen determinats, entre d'altres, per la situació de l'explotació (si és subterrània o a cel obert), la distribució geològica del material que s'extreu, la durada de l'activitat, l'àrea d'afecció, els usos que tenia el sòl abans de l'activitat extractiva i el tipus de coberta que presentava (DMAH, 2010).

En aquest context, cal esmentar l'anomenat desenvolupament sostenible, la definició més coneguda del qual és el model de creixement que ha de permetre compaginar l'explotació dels recursos naturals, satisfent les necessitats presents, sense comprometre les de les generacions futures³. L'acceptació d'aquest tipus de desenvolupament ha permès implantar lleis que promouen la mitigació i la correcció dels impactes ambientals generats per les activitats humanes. A l'augmentar el desenvolupament de les activitats extractives a Catalunya, al mateix temps que l'interès pel manteniment de les característiques naturals del medi ambient, les accions de restauració dels espais afectats estan adquirint cada vegada un paper més important. L'evolució en els coneixements tècnics i l'establiment d'un procediment administratiu validat per totes les

¹ Des de l'any 1983 (data d'inici de l'aplicació de la normativa restauradora) fins al 1996, la superfície ocupada per les activitats extractives va evolucionar fins a ocupar potencialment 9.137 ha, un 0,29 % de la superfície de Catalunya. El desembre de 1996, es trobaven en actiu 6.416,98 ha, és a dir, un 0,20% de la superfície total de Catalunya (DMAH, 2010).

² La roca calcària com a matèria primera per a la fabricació de ciment; els granits per a la fabricació de formigó o com a material constructiu divers; les argiles amb aplicacions en la indústria de la ceràmica; la creta i la potassa com a primeres matèries en la indústria química; les roques ornamentals; i d'altres.

³ Definició provinent de l'*Informe Brundtland*, elaborat per diferents nacions el 1987 a càrrec de la ONU, on es va utilitzar per primera vegada el terme "desenvolupament sostenible".

institucions implicades ajuda a millorar aquest procés de restauració, fent-lo cada vegada més eficaç i eficient (Alcañiz *et al.*, 2008).

En el camp de la mineria, s'han fet progressos notables per reduir-ne els impactes tant en la fase d'explotació com en la de restauració. Aquest fet, juntament amb la necessitat de dur a terme la restauració en aquestes zones a causa de la lentitud dels processos de regeneració natural (Alcañiz *et al.*, 2008), va impulsar Catalunya a ser pionera en aquest camp, creant el 1981 la primera normativa específica de l'Estat Espanyol dedicada a la protecció i restauració dels espais afectats per activitats extractives: la Llei 12/1981, que és, alhora, pionera en matèria de protecció ambiental (DMAH, 2010).

En aquestes normatives es comença a incorporar una orientació més ecològica pel que fa al conjunt del procés de restauració (Ortiz, 1998; Alcañiz *et al.*, 2008), amb la inclusió de conceptes de l'anomenada Ecologia de la Restauració, com el de diversitat, successió o resiliència, que, poc a poc, van orientant els treballs de restauració vers una integració més harmònica a l'entorn natural de l'àrea afectada. Aquesta restauració ecològica de terrenys malmesos pretén assegurar la presència i funcionalitat dels diversos constituents del sòl com a base de la sostenibilitat del sistema. En aquest sentit, es considera que la colonització vegetal i el desenvolupament d'unes comunitats de vegetals i animals progressivament més complexes es produirà com a conseqüència del funcionament del sòl (Ortiz, 1998).

La restauració de les zones afectades per activitats extractives té com a finalitat minimitzar l'impacte que aquestes han pogut causar en el medi, intentant recuperar al màxim les seves condicions inicials. Es pot dur a terme al finalitzar l'explotació o de forma progressiva, integrada dins les etapes d'explotació. La restauració integrada es basa, entre d'altres, en el principi de mineria de transferència que procura aprofitar els moviments de terra que genera la mateixa activitat extractiva per restaurar paral·lelament les zones ja explotades. Permet al titular de l'explotació d'adaptar les feines de restauració al ritme de les activitats d'extracció i minimitzar així els costos econòmics de la restauració. La restauració integrada també assegura la reducció de les àrees afectades a les mínimes imprescindibles i reforça el lligam afecció/restauració com a premissa obligada de qualsevol activitat minera a cel obert. A més, a aquells que practiquen la restauració integrada se'ls ofereix la possibilitat de recuperar gradualment la fiança dipositada en funció del progrés que segueixen les tasques de restauració (DMAH, 2010). Per tant, aquesta opció permet optimitzar els costos i accelerar la recuperació en les àrees degradades (Alcañiz *et al.*, 2008).

El procés de restauració comprèn tres fases principals (Figura 1 (a) i (b)): el modelatge de la morfologia final del terreny, la reposició del sòl i la recuperació de la vegetació mitjançant sèmbers i plantacions. La segona fase esmentada, la reposició de la capa més superficial del sòl natural, anomenada pel sector "terra vegetal", és un dels aspectes clau per a l'èxit de la restauració, ja que té una influència determinant sobre la composició florística i el creixement de la biota del sòl. L'aplicació d'aquest material edàfic i les diverses actuacions posteriors van dirigides a incrementar la fertilitat i la revegetació immediata del sòl aportat (Ortiz, 1998). Però alguns inconvenients freqüents en aquest pas són el fet de no disposar de terra suficient per a restaurar tota l'àrea afectada o bé que aquesta no sigui de prou qualitat. A més, sovint s'utilitzen minerals de rebuig de l'activitat extractiva com a formadors de sòls en la restauració, que solen presentar granulometries desequilibrades i deficiències de nutrients. Aquestes deficiències cal

corregir-les per obtenir un bon resultat de la restauració, i es pot fer mitjançant mescles amb altres terres o materials i/o amb la incorporació d'esmenes orgàniques o adobs. Com a esmenes orgàniques es poden utilitzar fems, restes vegetals triturades, composts o fangs de depuradora d'aigües urbanes (Alcañiz *et al.*, 2008).

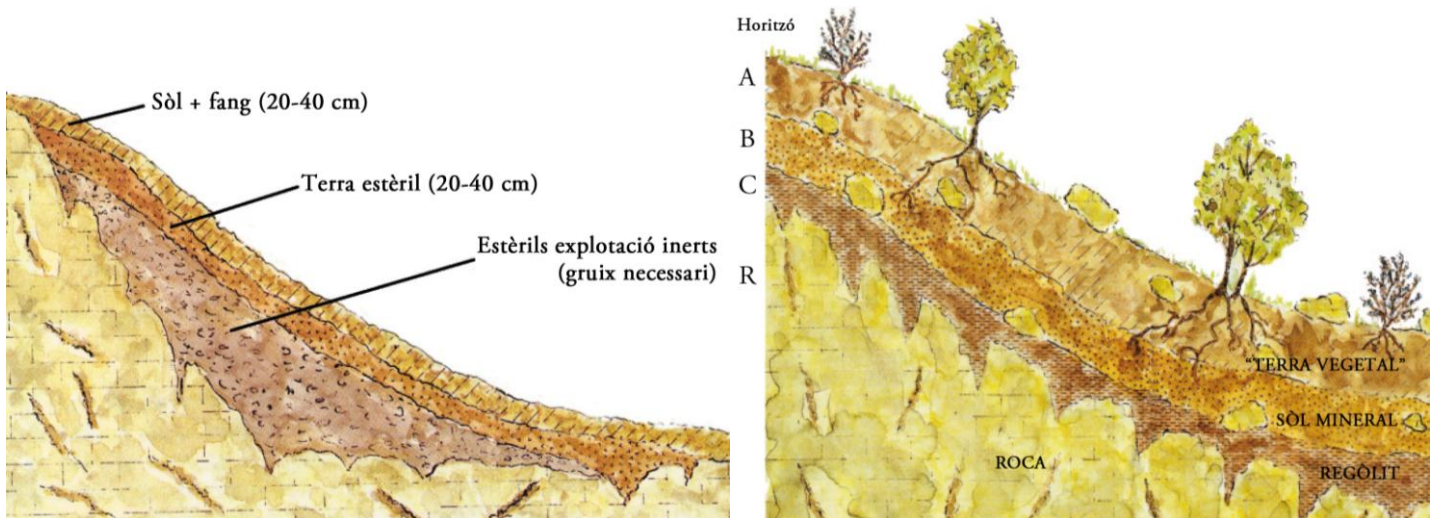


Figura 1. (a) Esquema de l'organització del sòl en capes o horitzons i recomanacions per separar les terres segons la seva qualitat en el procés de decapatge. (b) Esquema de la disposició de materials de rebuig de l'extracció i terres en el procés de restauració d'una explotació. Font: Alcañiz *et al.*, 2008.

1.2. El paper dels fangs de depuradora en el procés de restauració

Els fangs de depuradora d'aigües urbanes són un tipus de residu que s'obté de la depuració de les aigües residuals urbanes⁴. Ja Metzger i Yaron el 1986 afirmaven que aproximadament a partir dels anys '60 l'aplicació de fang en el sòl es va expandir després que aparegués com un mètode generalment avantatjós i ambientalment sa, sobretot a partir de les evidències que les pràctiques de llaurada feien disminuir el contingut de matèria orgànica (MO) en el sòl.

L'ús d'aquesta esmena en la restauració de zones degradades i/o afectades per activitats extractives es basa en les seves propietats especials i en el fet que representa la reutilització d'un residu⁵ (agilitzant la seva gestió com a tal) i és una alternativa econòmicament viable (Sopper, 1993; Alcañiz *et al.*, 2008). Està comprovat que els fangs constitueixen una font de MO, rica en micro i macro nutrients (sobretot nitrogen i fòsfor (Loveland i Webb, 2003), la qual cosa estimula l'activitat biològica del sòl (Metzger i Yaron, 1986; Kuzyakov *et al.*, 2000), provocant millores, no només en les propietats biològiques del sòl, sinó també en les físiques (Guidi, 1981; Khaleel *et al.*, 1981; McRae i Mehuys, 1985 -citats per Metzger i Yaron, 1986-; Metzger i Yaron, 1986; Tester, 1990; Sopper, 1993; Sollins *et al.*, 1996; Sort i Alcañiz, 1998). Metzger i Yaron

⁴ La definició, l'origen i les característiques dels fangs de depuradora s'expliquen detalladament a l'apartat següent ("1.3. Descripció i origen dels fangs de depuradora").

⁵ A Catalunya, la producció de fangs en la campanya 2003 va ser de 128.339 tones de matèria seca (t MS) i s'estima que els propers anys la producció de fangs s'estabilitzarà al voltant de les 175.000 t MS/any (Poch *et al.*, 2005).

(1986) resumien que la introducció del fang en el sistema del sòl promou el desenvolupament de reaccions químiques (per exemple d'oxidació, d'hidròlisis), reaccions fisicoquímiques (per exemple dissolució, precipitació, adsorció, lligament) i processos microbians (per exemple multiplicació microbiana, producció de metabòlits, reaccions enzimàtiques).

D'aquesta manera s'obté un substrat adequat pel desenvolupament de la vegetació en el procés de rehabilitació de les zones mineres, amb un risc d'erosió inferior (Epstein *et al.*, 1976; Morel i Guckert, 1981; Clapp *et al.*, 1986; Lue-Hing *et al.*, 1994; Peterson *et al.*, 1979 -citats per Sort i Alcañiz, 1998-; Tester, 1990; Sopper, 1993; Pichtel *et al.*, 1994; Jakobsen, 1995; Sollins *et al.*, 1996; Navas *et al.*, 1999; Balanyà *et al.*, 2002; Ojeda *et al.*, 2008; Alcañiz *et al.*, 2008). Aquesta disminució en el risc d'erosió és causada gràcies a l'efecte positiu i directe que exerceix el fang en l'agregació del sòl (Metzger i Yaron, 1986; Albiach *et al.*, 2001). Les partícules orgàniques incorporades presenten una elevada capacitat d'absorció hídrica (Gupta *et al.*, 1977 -citada per Metzger i Yaron, 1986-) i a més modifiquen propietats com la densitat aparent, la porositat i la distribució de mida dels porus del sòl (Metzger i Yaron, 1986). D'aquesta manera, s'incrementa la infiltració (Metzger i Yaron, 1986; Sort i Alcañiz, 1998; Ojeda *et al.*, 2003) i per tant l'erosió del sòl decreix (Ojeda *et al.*, 2003). A més, l'aplicació del fang en el sòl també n'augmenta l'estabilitat (Sort i Alcañiz, 1998) reduint la desagregació mecànica produïda per l'*splash* (efecte de l'impacte de les gotes de pluja), en el primer any d'aplicació (Sort i Alcañiz, 1998), l'*slaking* (trencament per compressió d'aire atrapat) i el *microcracking*⁶ (microesquerdament) (Ojeda *et al.*, 2008), que pot patir el sòl en humitejar-se (Figura 26, a l'annex).

S'ha de tenir en compte que la durada dels efectes directes dels fangs en les propietats físiques del sòl és relativament curta (1-2 anys) degut a la ràpida mineralització del carboni orgànic del sòl (COS) del fang, però els efectes indirectes deguts a les noves entrades de restes orgàniques procedents de la vegetació desenvolupada en les zones fertilitzades amb fangs poden ser molt persistents, el que contribueix al segrest net de carboni (C) en el sòl. També s'ha de tenir present que les variacions que pugui provocar el fang en el sòl dependran del tipus de fang aplicat, tot i que les quantitats i la composició dels compostos orgànics incorporats al sòl són sens dubte els factors decisius que expliquen la modificació de l'estat físic causada pel fang (Metzger i Yaron, 1986).

Per tal de determinar si l'ús d'un determinat fang és adient per una determinat terreny afectat per una explotació extractiva, cal analitzar les característiques intrínseques del fang i les característiques del medi a restaurar.

Pel que fa a les **característiques dels fangs de depuradora** a aplicar, cal remarcar que aquests estan sotmesos a uns controls de qualitat periòdics que permeten seleccionar aquells que compleixen tots els requeriments que fixa la normativa legal vigent per a ús agrícola. Malgrat que aquest ús de fangs en la restauració d'activitats extractives suposa un risc menor que en l'agricultura, no per això han de ser de pitjor qualitat, de manera que s'aconsella utilitzar en la restauració només els fangs que també siguin aptes per adobar sòls agrícoles. D'aquesta manera, es determinen uns paràmetres que cal conèixer en qualsevol fang per a aquest tipus d'aplicació, que són (Alcañiz *et al.*, 2008):

⁶ Els mecanismes de desagregació anomenats *splash*, *slaking* i *microcracking* s'expliquen en l'apartat "1.8. Mecanismes de trencament d'agregats per acció de l'aigua".

- **El percentatge de matèria seca:** és el paràmetre complementari de la humitat, com més elevat és aquest percentatge, menys aigua duen els fangs. És a dir, són menys pastosos i, per tant hi ha més facilitat de transport i manipulació a l'hora d'aplicar-los, i menys problemes de lixiviat si s'han de tenir apilats durant algun temps mentre es fan les barreges amb terres. És aconsellable que els fangs tinguin més d'un 20% de matèria seca.

- **El pH:** és indicador del caràcter àcid o bàsic que té el fang, i, per tant, de la seva problemàtica quant a bloqueig i/o solubilització dels micronutrients i les possibles repercussions que pot provocar aplicar-los en el sòl. El millor rang de pH es troba entre 5,5 i 9.

- **La conductivitat elèctrica o concentració salina:** s'utilitza per poder preveure els possibles problemes de salinitat, i, per tant, la problemàtica lligada a la inhibició o retard en el creixement de les plantes per aquesta causa.

- **El percentatge de matèria orgànica:** mostra la menor o major riquesa com a adob orgànic i, en certa manera, el seu possible estat d'estabilització. Caldria descartar valors superiors al 80% de MO, ja que són indicatius de fangs amb MO poc estabilitzada.

- **El contingut de nutrients (nitrogen (N) orgànic, fòsfor (P) i potassi (K)):** dóna idea de la capacitat fertilitzant dels fangs. Cal destacar-ne la riquesa en N i P, i l'escassetat relativa de K. El N orgànic, en mineralitzar-se dins el sòl passa a formes solubles, de manera que poden ser absorbits per les plantes (que l'utilitzaran com a nutrient), però també es poden produir pèrdues per lixiviació que donen problemes de contaminació de les aigües superficials o subterrànies adjacents. En el cas del P, la dosi aportada serà disponible per a les plantes a curt termini; hi poden haver, però, efectes similars als comentats pel que fa al N, encara que el risc de pèrdues per lixiviació és molt menor.

- **El grau d'estabilitat de la MO:** aquest paràmetre dóna una idea del contingut en MO fresca o làbil i de la recalcitrant o resistent. La presència abundant de MO fresca o poc transformada va lligada a valors molt baixos en el grau d'estabilitat. En aquest cas, la seva aplicació pot ser més problemàtica, ja que es poden produir fermentacions en el sòl que generen males olors i inhibició del creixement vegetal. D'altra banda, valors alts seran indicadors de MO estabilitzada, que s'anirà descomponent lentament. Així, alliberarà els nutrients que conté lentament i produirà unes millores a mig termini en el sòl. Per tant, en general, en les restauracions és preferible utilitzar fangs amb un alt grau d'estabilitat (són desaconsellables els fangs on aquest paràmetre sigui inferior al 30%, i resulten especialment indicats els fangs on el grau d'estabilitat supera el 40%).

- **La densitat aparent:** és la relació massa/volum de la terra tal com s'extreu del camp, és a dir, incloent també els espais buits i porus que queden entre les partícules. Aquesta ens influirà en la dosi de fang que s'haurà d'incorporar al sòl.

- **Contaminants orgànics i metalls pesants:** el fet de tenir el seu origen en les aigües residuals urbanes, el fang conté i concentra els contaminants que són originàriament presents en aquestes aigües, reflectint els hàbits i activitats de la societat (Ojeda, 2005). Està ben documentat que el fang pot presentar contaminants orgànics i metalls pesants en concentracions considerables, microorganismes patògens i excés de N i P, entre d'altres (Benítez *et al.*, 2000; Balanyà *et al.*, 2002; Ojeda, 2005). Hi ha una sèrie de contaminants orgànics que es recomana controlar, concretament: hidrocarburs aromàtics policíclics (PAH), bifenils policlorats (PCB), alquilbenzenosulfonats lineals (LAS) i alquilbenzens lineals (LAB), ftalats (en concret el dietil-

hexil ftalat, DEHP), nonil-fenols etoxilats (NPE) i dioxines i furans, si bé actualment no és obligatori determinar-ne el contingut en els fangs. No obstant això, l'Agència Catalana de l'Aigua (ACA) duu a terme controls periòdics d'aquests contaminants. Alguns contaminants orgànics es poden presentar en quantitats importants en aigües residuals d'origen industrial i en quantitats més baixes o menyspreables en aigües urbanes (tret dels residus de detergents) (Alcañiz *et al.*, 2008).

D'altra banda, els metalls pesants (Cd, Cu, Ni, Cr, Pb, Zn i Hg) són el grup de contaminants més ben controlat en els fangs de depuradora. Com que l'ús dels fangs en la restauració de terrenys degradats no és una aplicació agrícola i tenint també en compte que les aportacions es fan en una sola vegada, les dosis a aplicar en restauració poden ser lleugerament més elevades que les utilitzades en agricultura encara que, en cap cas, aquestes aportacions han de suposar la superació dels valors límit de concentració de metalls en sòls que estableix el tercer esborrany del document de treball sobre fangs, elaborat per la UE (Alcañiz *et al.*, 2008).

Tota aquesta informació serà facilitada per la planta depuradora que subministri els fangs o per l'ACA, exceptuant la densitat aparent, que normalment no es realitza en les analítiques periòdiques i per tant s'ha de fer-ne una estimació.

Pel que fa a les **característiques del medi a restaurar**, s'ha tenir en compte que no totes les explotacions reuneixen condicions adients per utilitzar fangs en la seva restauració. S'ha comprovat, per exemple, que les pedreres de calcària sí que són molt adients per restaurar amb fangs, ja que compensen les deficiències del substrat i permeten un bon desenvolupament de les plantes, com s'explicarà a l'apartat següent (Sopper, 1993; Ortiz, 1998; Alcañiz *et al.*, 2008). Tot i això, a les pedreres de roques dures, la disponibilitat de prou terra o materials de rebuig de granulometria fina que es puguin mesclar amb els fangs és la principal limitació. Aleshores, cal aplicar terres procedents d'excavacions o altres obres a les rodalies que puguin ser mesclades amb els fangs de depuradora. En aquest sentit, s'exclou l'ús de fangs barrejats directament amb sorres quarsíferes o minerals no meteoritzables que no permeten que els fangs s'incorporin bé. En canvi, margues, argiles i d'altres roques fàcilment formadores de sòl són, a priori, molt indicades per millorar les seves propietats amb fangs de depuradora. A tot això s'ha d'afegir que el que es vol aconseguir és restituir una capa de sòl que tingui unes característiques físiques i de fertilitat semblants a la del sòl original, i permeti el desenvolupament d'una coberta vegetal similar a mitjà termini en una sola intervenció, sense que s'hi hagi de tornar a aplicar cap esmena orgànica més. No es tracta, per tant, de crear un sòl excessivament fèrtil que podria alterar l'estructura i composició vegetal pròpies de la zona (Alcañiz *et al.*, 2008).

1.2.1. Aplicació dels fangs de depuradora en sòls calcaris

Els sòls formats a partir de substrats de naturalesa calcària es caracteritzen per presentar uns nivells considerables de calç activa, és a dir, fragments de calcària de petit diàmetre. La calç activa té un paper important sobre les propietats del sòl, degut a la gran capacitat de flocular argiles i establir els àcids húmics⁷, contribuint així a l'organització i estabilitat de l'estructura del sòl (Oades, 1988; Ortiz, 1998; Clough i Skjemstad, 2000). La presència de calci al sòl té una relació amb el pH d'aquest. Així una baixa concentració de calci s'associa a un pH àcid, mentre que una elevada concentració és relacionada amb un pH bàsic.

El pH de la dissolució del sòl és una propietat molt important a considerar, ja que determinarà en gran mesura la solubilitat dels compostos presents en el sòl i, per tant, les possibilitats de lixiviació i la biodisponibilitat dels nutrients i dels elements potencialment tòxics que s'aporten amb els fangs procedents d'una EDAR (Estació Depuradora d'Aigües Residuals). Concretament en el cas dels metalls pesants, hi ha nombrosos estudis que han demostrat que la disponibilitat d'aquests es veu notablement reduïda en sòls calcaris de pH superior a 6,5 (John, 1972; Mulchi *et al.*, 1987; Williams *et al.*, 1987; Milner i Barker, 1989). Aquesta baixa disponibilitat pot ser atribuïda, per una banda, a la baixa solubilitat dels metalls en medis de pH neutre o bàsic i, per altra banda al bloqueig que efectuen els ions de calci (Fujii *et al.*, 1983; Alloway i Jackson, 1991; Balanyà *et al.*, 2002).

En el sòl objecte d'estudi, esmenat mitjançant l'aportació dels fangs⁸, existeix un factor addicional que redueix la disponibilitat dels metalls per part dels vegetals, i és l'elevat contingut de MO polimèrica (Sort, 1997). Estudis demostren que la MO és un medi d'adsorció per als metalls traça en el sòl. Segons aquests mateixos estudis, els factors que controlen la biodisponibilitat d'aquests elements en el sòl són: el pH, els mecanismes d'adsorció, el contingut de MO, la formació d'òxids i hidròxids i la presència de carbonats (Alloway i Jackson, 1991).

Per tant, en sòls de naturalesa calcària, on les característiques de pH, la presència de carbonats i la formació d'òxids i hidròxids són importants, la disponibilitat dels metalls traça serà notablement reduïda, ja que tots aquests factors tendeixen a la immobilització d'aquests metalls (Balanyà *et al.*, 2002; Ortiz, 1998).

1.2.2. Avaluació de l'impacte ambiental de l'aplicació del fang de depuradora

Un altre factor a tenir en compte a l'hora de decidir si aquesta aplicació és adient o no per la restauració és el resultat de l'avaluació simplificada de l'impacte ambiental. Per exemple, s'ha de tenir en compte la proximitat amb nuclis habitats propers, ja que mentre es manipulen hi pot haver incidència de males olors. No s'han d'aplicar en zones inundables, o prop de cursos d'aigua o pous, ni dins la capa freàtica (posant especial atenció a les zones amb aquífers vulnerables a la contaminació per nitrats), ja que poden quedar contaminats per lixiviats procedents dels fangs (sobretot en les graveres i altres excavacions d'àrids). Les activitats situades a prop de cursos fluvials només es podran restaurar amb fangs en el cas que la destinació final de la zona sigui

⁷ Per a més detalls, veure "1.2.2. Segrest i estabilització de carboni al sòl".

⁸ Veure més detalls a l'apartat "3. Zona d'estudi i procés de restauració".

camp d'ús agrícola, i s'haurà de fer d'acord amb la legislació vigent. Per tant, per minimitzar l'impacte ambiental que pot provocar la restauració d'una pedrera i en concret, l'aplicació dels Fangs, cal considerar (Alcañiz *et al.*, 2008):

- **Distància a la depuradora.**
- **Transport.**
- **Espai a la pedrera.**
- **Geomorfologia.**
- **Tipus de substrat i material explotat.**
- **Xarxa de drenatge i control de l'erosió.**
- **Aigües subterrànies i zones vulnerables a la contaminació per nitrats.**
- **Climatologia i condicions meteorològiques per a la restauració.**

- **Altres consideracions:** una vegada s'hagi comprovat l'aptitud del fang per la seva aplicació en la restauració del terreny afectat, s'hauran de contemplar diferents aspectes, per exemple, les dosis necessàries de fang a aplicar. Aquestes, tenint en compte totes les característiques esmentades, es poden calcular amb precisió ja que la informació analítica disponible sobre els fangs sol ser millor que aquella de què es disposa sobre altres residus orgànics com fems, purins o determinats tipus de composts que també s'utilitzen en restauració (Alcañiz *et al.*, 2008).

Un cop el fang a la pedrera, s'ha d'emmagatzemar sobre un terreny capaç d'absorbir la major quantitat possible dels lixiviats que es puguin produir. Es recomana acumular la menor quantitat possible de fangs a la pedrera, i barrejar-lo amb la terra tan aviat com sigui possible (obligatori abans de 5 dies), ja que una vegada mesclats es poden conservar més temps i són més fàcilment manejables (Alcañiz *et al.*, 2008).

A l'hora de procedir a la restauració, s'ha de tenir en compte que les aplicacions de fangs en la restauració d'espais degradats tenen poca dependència estacional i limiten la dispersió de contaminants, ja que s'apliquen en quantitats notables però de forma molt localitzada. Tot i ser aportacions relativament altes, l'ús de fangs en restauració de terrenys degradats s'ha de fer només en la proporció necessària per adobar els sòls, i no per desprendre's d'aquest residu. A més, aquest ús constitueix una via de valorització que els converteix en adobs orgànics. Originàriament són residus catalogats i per tant la seva destinació final ha d'estar ben controlada per l'Administració (Alcañiz *et al.*, 2008).

Des d'entitats com l'ACA o el Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya, es duu a terme un esforç per recolzar tipus d'actuacions com l'aplicació dels fangs de depuradora en el procés de restauració de les activitats extractives, donat que és una via de valorització que tanca el cicle amb la incorporació del fang al sòl, i alguns autors consideren que és la millor opció mediambiental per eliminar-los (Chambers, 1996 -citada per Balanyà *et al.*, 2002). Es calcula que aquesta destinació no suposarà més d'un 5% de la producció total de fangs de les depuradores de Catalunya. Actualment, la quantitat de fangs de depuradora que es destinen a aquest tipus de restauració a Catalunya és molt menor⁹ que la que s'utilitza anualment per adobar sòls agrícoles (Alcañiz *et al.*, 2008).

⁹ Es calcula que de l'any 1992 fins el 2005 s'havien aplicat al sòl unes 50.000 tones de fang de depuradora a Catalunya (Alcañiz *et al.*, 2008).

Cal destacar que l'aplicació de fangs en la restauració d'espais degradats constitueix una línia d'investigació de diversos centres de recerca com l'ESAB (Escola Superior d'Agricultura de Barcelona), el CREA (Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals), en col·laboració amb d'altres com l'Institut Químic de Sarrià (IQS) (Balanyà *et al.*, 2002).

1.3. Descripció i origen dels fangs de depuradora

Els fangs de depuradora són un tipus de residu obtingut en el procés de depuració de les aigües residuals. Estan constituïts per partícules minerals fines i una quantitat important de MO. Segons Alcañiz *et al.* (2008) els fangs es poden definir com a “subproductes procedents de la transformació microbiològica de la MO de les aigües residuals.” La legislació incideix majoritàriament en la concentració de contaminants que puguin contenir, ja que procedeixen de les aigües residuals, com s'ha explicat en l'apartat anterior.

El procés de depuració de les aigües residuals consisteix en el procediment que es duu a terme per eliminar la contaminació present a l'aigua residual fins a reduir-la a límits acceptables pel medi receptor (en unes condicions adequades perquè alteri el mínim possible els paràmetres físics, químics i biològics del medi receptor). L'aigua residual pot tenir origen domèstic, industrial, o el que és més freqüent, constituir una barreja de les dues anteriors en diferents proporcions. Segons aquest origen, el tractament requerirà més o menys intensitat per tal de complir els límits d'abocament al medi fixats actualment per la Directiva 91/271/CEE del consell, de 21 de maig de 1991, sobre el tractament de les aigües residuals urbanes, aplicades a nivell espanyol a través del RD 11/95 i RD 509/96 (ACA, 2010).

Aquest procés es desenvolupa en les instal·lacions anomenades Estació Depuradora d'Aigües Residuals (EDAR), que tenen dues línies de funcionament: la línia d'aigües i la línia de fangs (ACA, 2010). Amb els procediments que s'hi segueixen es vol aconseguir una aigua apta per abocar als rius i un fang de la major qualitat possible per ser reutilitzat. Els diferents passos que es desenvolupen tant a la línia d'aigua com a la de fangs són explicats a l'annex “11.3.1. Procés de depuració de les aigües residuals”.

El destí final dels fangs, a part de ser aplicats en la restauració també pot ser la valorització agronòmica, la valorització energètica, el compostatge o la disposició en dipòsits controlats (ACA, 2010).

Els principals factors que condicionen la qualitat final dels fangs obtinguts a cada instal·lació de sanejament són, per una banda, l'origen de l'aigua residual que arriba a la instal·lació, i per l'altra, la tipologia dels tractaments particulars inclosos tant a la línia d'aigua com a la línia de fang de l'EDAR. Des del *Manual d'aplicació de fangs de depuradora en activitats extractives i terrenys marginals* de la Generalitat de Catalunya (Alcañiz *et al.*, 2008) es classifiquen els fangs segons el grau d'estabilitat de la MO que contenen, argumentant que aquest en condicionarà el seu comportament un cop el fang s'hagi barrejat amb el sòl¹⁰. Així, en termes generals, quan més alt sigui el grau d'estabilitat de la MO del fang aquest presentarà unes millors condicions per a la restauració.

¹⁰ La classificació es troba a l'annex “11.3.2. Classificació dels fangs de depuradora”.

Tot fang sortit d'un procés de depuració s'anomena "**fang fresc**", que pot ser ja utilitzat o pot passar per processos de post tractament d'**assecatge tèrmic, deshidratació parcial o compostatge**, tot i que hi ha plantes de depuració que el preparen com a **compost** directament.

1.4. Marc legal en la restauració i en l'ús de fangs de depuradora

En l'evolució de la gestió de la restauració a Catalunya dels indrets afectats per activitats extractives, es poden diferenciar clarament dues etapes: abans de l'aprovació de la **Llei 12/1981** i després. Abans de l'aprovació de la Llei 12/1981, l'explotador no estava obligat a restaurar l'entorn afectat per l'activitat extractiva més enllà dels requeriments que establien alguns capítols de la Llei de mines i del seu Reglament, de forma genèrica o de principi. Això feia que l'explotació s'abandonés una vegada havia perdut el seu valor econòmic i, per tant, es deixava al descobert una superfície erosionada, sense cap tipus de restauració ni de consideració envers el medi físic. L'entrada en vigor de la Llei 12/1981 i del Decret 343/1983 va fer que molts explotadors de recursos petrolis abandonessin precipitadament els treballs d'explotació ja que no podien complir (tècnicament i/o econòmicament) els requeriments de restauració que la nova normativa els imposava. L'any 1994, el Departament de Medi Ambient va engegar un programa per localitzar i per delimitar els espais afectats per activitats extractives abandonades amb la finalitat de trobar-hi solucions de restauració ambiental adients (DMAH, 2010).

Així doncs, la restauració dels espais afectats per activitats extractives a Catalunya està regulada per la Llei 12/1981, de 24 de desembre, per la qual s'estableixen normes addicionals de protecció dels espais d'especial interès natural afectats per activitats extractives, i el corresponent Decret de desplegament 343/1983, de 15 de juliol, sobre les normes de protecció del medi ambient d'aplicació a les activitats extractives. Aquestes disposicions van ser actualitzades uns anys més tard pel Decret 202/1994, de 14 de juny, i pel Decret legislatiu 14/1994, de 26 de juliol, que estableixen normes addicionals més adients al procés evolutiu que han experimentat la gestió i el control d'aquestes activitats des de 1983 (DMAH, 2010). Per l'actualització es van tenir en compte els canvis que han anat sorgint en l'evolució de la gestió i el control d'aquestes activitats des del 1983 (Alcañiz *et al.*, 2008).

Originàriament, l'objectiu principal de la Llei 12/1981 consistia a possibilitar la implantació d'activitats extractives en espais d'interès natural, compatibilitzant l'explotació dels recursos naturals controlant els impactes ambientals generats. Posteriorment, es va fer extensiva a tot el territori de Catalunya, amb modificacions en la quantia de la fiança per les àrees no incloses en la xarxa d'espais d'interès natural. Als espais amb un règim específic de protecció regulat per la Llei del sòl o per la Llei d'espais naturals, la Llei 12/1981 s'aplica supletòriament si implica una major protecció (DMAH, 2010).

Per aconseguir els objectius citats, la llei 12/1981 imposa tres requisits bàsics:

- la definició del Programa de Restauració de l'àrea afectada,
- el dipòsit d'una fiança per part de l'explotador, i
- la fixació del període de garantia per assegurar l'efectivitat del compliment del Programa de Restauració

L'obligació de restaurar l'àrea afectada i el dipòsit de la fiança són els dos factors efectius que aquesta llei proposa per assegurar el control de l'impacte ambiental (DMAH, 2010).

Altres normatives autonòmiques en matèria de gestió i de control de la restauració de les activitats extractives (DMAH, 2010):

- Ordre de 6 de juny de 1988, de desplegament parcial del Decret 343/1983, de 15 de juliol, sobre normes de protecció del medi ambient d'aplicació a les activitats extractives.

- Decret 67/1991, de 8 d'abril, pel qual s'assignen competències i funcions al Departament de Medi Ambient.

- Decret 202/1994, de 14 de juny, pel qual s'estableixen els criteris per a la determinació de les fiances relatives als programes de restauració d'activitats extractives.

- Llei 12/1985, de 13 de juny, d'espais naturals.

- Llei 6/1988, de 30 de març, forestal de Catalunya.

- Decret 114/1988, de 7 d'abril, d'avaluació d'impacte ambiental.

- Llei 3/1998, de 27 de febrer, de la intervenció integral de l'Administració ambiental.

- Llei 4/2004, d'1 de juliol, reguladora del procés d'adequació de les activitats d'incidència ambiental a allò que estableix la Llei 3/1998, de 27 de febrer, de la intervenció integral de l'Administració ambiental.

- Decret 50/2005, de 29 de març, pel qual es desplega la Llei 4/2004, d'1 de juliol, reguladora del procés d'adequació de les activitats existents a la Llei 3/1998.

En l'àmbit estatal, la normativa que regula la restauració de les activitats extractives és la Llei 22/1973, de 21 de juliol, de mines, i el Reglament de mines, desenvolupat al Decret 2857/1978, de 25 d'agost (Reglament general per al règim de la mineria). Altres normatives a tenir en compte són (DMAH, 2010):

- Reial decret 2994/1982, de 15 d'octubre, sobre restauració d'espais naturals afectats per activitats extractives.

- Reial decret 1116/1984, de 9 de maig, sobre restauració d'espais naturals afectats per les explotacions de carbó a cel obert i aprofitament racional d'aquests recursos energètics.

- Ordre de 13 de juny de 1984, sobre normes per a l'elaboració dels plans d'explotació i de restauració d'espais naturals afectats per les explotacions de carbó a cel obert i l'aprofitament racional d'aquests recursos energètics.

- Llei 29/1985, de 2 d'agost, d'aigües.

- Reial decret 849/1986, d'11 d'abril, pel qual s'aprova el Reglament del domini públic hidràulic, que desenvolupa els títols preliminars I, IV, V i VII de la Llei 29/1985, de 2 d'agost, d'aigües.

Pel que fa a les **aplicacions de fangs** per a la restauració d'activitats extractives s'ha de considerar la normativa general anteriorment esmentada, però no hi ha una normativa específica que reguli l'aplicació de fangs, compost o altres residus orgànics en la restauració d'explotacions mineres. No hi són directament aplicables les directrius comunitàries o les disposicions espanyoles sobre limitacions en la utilització agrícola de fangs de depuradora (Directriu CEE 86/278, Diari Oficial de les Comunitats Europees L 181, de 4 de juliol de 1986; Reial decret 1310/1990), ja que, en molts casos, l'ús final dels terrenys d'explotacions mineres no és agrícola ni la finalitat és mantenir o millorar la fertilitat del sòl amb aportacions periòdiques de fangs de depuradora. La finalitat és, com s'ha explicat, preparar un sòl o un substrat en una sola intervenció per tal de recuperar la vegetació de la zona sense que calgui tornar-hi a aplicar fangs o altres fertilitzants. Tot i això, tenir en compte l'experiència en aplicacions agrícoles de fangs de

depuradora per ajudar a establir límits per altres usos del propi fang i d'altres residus orgànics (Alcañiz *et al.*, 2008).

També s'aconsella tenir en compte, tot i no ser directament aplicable en la restauració d'activitats extractives, el Decret 205/2000, de 13 de juny, d'aprovació del Programa de mesures agronòmiques aplicables a les zones vulnerables en relació amb la contaminació per nitrats procedents de fonts agràries, i també els decrets 283/1998, de 21 d'octubre, i 476/2004, de 28 de desembre, ja que la lixiviació de nitrats constitueix un dels riscos principals de les aplicacions de fangs en la restauració d'activitats extractives (tot i que sol ser limitat atesa la petita superfície afectada en cada restauració) (Alcañiz *et al.*, 2008).

Amb tot, cal tenir en compte la publicació de manuals a càrrec de la Generalitat de Catalunya, com el *Manual d'aplicació en activitats extractives i terrenys marginals* (Alcañiz *et al.*, 2008), on el procediment explicat inclou els tràmits administratius necessaris per poder demanar els fangs a un determinat productor (EDAR) i les condicions que s'han de complir per transportar-los i utilitzar-los com a adob en una determinada activitat extractiva. Les indicacions contingudes en aquest manual es poden considerar Recomanacions d'un Codi de Bones Pràctiques en la restauració i com a tals s'haurien d'aplicar. A més, aquest document explica el procediment administratiu que cal seguir per a les restauracions que utilitzin fangs de depuradora i que inclou una autorització administrativa que té validesa per modificar el Programa de Restauració (Alcañiz *et al.*, 2008).

1.5. Segrest i estabilització de carboni al sòl

1.5.1. Beneficis del segrest de matèria orgànica al sòl

La MO és un component minoritari dels sòls, però té una gran influència en el manteniment d'unes bones condicions per al creixement vegetal i pel desenvolupament de tot l'ecosistema del sòl. Els valors habituals per a un sòl de tipus forestal estan compresos entre l'1 i el 5% als horitzons superficials (horitzons A). Terres amb nivells inferiors al 0,8 - 1% es poden considerar que són deficitàries, de manera que caldrà compensar-les amb aportacions externes; per exemple, utilitzant fangs de depuradora (Alcañiz *et al.*, 2008).

El rol de la matèria orgànica del sòl (MOS) en l'estabilitat dels agregats és controvertida. D'una banda, han estat molts els autors que han demostrat que l'addició d'anions orgànics en les suspensions del sòl incrementa la dispersió de les argiles (Shanmunganathan i Oades, 1983; Durgin i Chaney, 1984; Piccolo i Mbagwu, 1989; Kosmas i Moustabakas, 1990; Goldberg *et al.*, 1990; Frenkel *et al.*, 1992; Heil i Sposito, 1993; Tarchitzky *et al.*, 1993; Kretzschmar *et al.*, 1993; Itami i Kyuma, 1995; Heil i Sposito, 1995 -citats per Amézketa, 1999-).

D'altra banda, s'han demostrat nombroses correlacions positives entre la MOS i els agregats estables en aigua (Figura 26, a l'annex). El seu efecte estabilitzador resulta de la combinació de l'efecte passatger agregant dels polisacàrids en els microagregats, l'efecte estabilitzant temporal de les arrels i les hifes en els macroagregats, i l'efecte persistent dels polímers i els compostos aromàtics en els microagregats (Amézketa, 1999). Així, la MOS pot incrementar la cohesió dels agregats mitjançant el lligament de les partícules minerals a través de polímers orgànics o a través de l'embolcallament físic de les partícules per part de les arrels fines

o els fongs (Tisdall i Oades, 1982; Chenu, 1989; Doriotz *et al.*, 1993). A més, una addició de MO al sòl estimula l'activitat dels microorganismes, que també contribueixen a l'estabilització dels agregats¹¹.

També pot resguardar els agregats dels processos de degradació físics, protegint la superfície de l'impacte de les gotes de pluja, millorant la infiltració de l'aigua i conferint característiques hidrofòbiques als agregats, fet que causa una reducció en la seva taxa d'humitejament, i conseqüentment, la proporció d'*slaking*¹² (Sullivan, 1990).

1.5.2. Emmagatzematge de carboni al sòl

La quantitat de MO emmagatzemada als sòls representa un dels reservoris més grans de COS a escala global (Schlesinger, 1995). El potencial final de l'estabilització de C als sòls i els seus mecanismes, però, encara no són ben coneguts (Lützow *et al.*, 2006). Tot i això, la capacitat dels sòls per acumular i estabilitzar C orgànic ha rebut en els últims anys una atenció especial, principalment per avaluar en quin grau l'increment del CO₂ (diòxid de carboni) atmosfèric podria ser compensat per polítiques com la reforestació d'àrees degradades, o el canvi d'algunes pràctiques d'agricultura comunes o de la gestió del sòl (Rovira i Vallejo, 2003).

La quantitat de COS emmagatzemada està controlada principalment per dos factors, que formen el balanç de C edàfic, com es representa a la Figura 2 (Sollins *et al.*, 1996; Six *et al.*, 2002; Lützow *et al.*, 2006): *input* (entrada) a través de la producció primària neta i *output* (sortida) per la taxa de descomposició (Metzger i Yaron, 1986), principalment microbiana (es calcula que entre un 10 i un 15% de l'energia del COS és utilitzada pels animals del sòl (Wolters, 2000)), tot i que també actua l'oxidació química abiòtica, representant menys del 5% de la descomposició de la MO (Lavelle *et al.*, 1993).

Segons Lützow *et al.* (2006), els camins de flux preferencial de la MO dissolta poden ser considerats com "*hot spots*" (punts calents) en els sòls, perquè permeten un millor subministrament de nutrients i substrats orgànics comparat amb la resta de la matriu del sòl, i a més, la importància dels camins de flux preferencial pels *inputs* de C incrementa amb la profunditat del sòl (Figura 27 (a) i (b), a l'annex) (Bundt *et al.*, 2001).

Cal destacar que els nivells nadius de C del sòl reflecteixen el balanç de C sota les condicions originàries (per exemple, els règims de productivitat, humitat i temperatura), però no representen necessàriament un límit en els reservoris de C¹³. A més, el potencial final de l'estabilització de C als sòls no està clar, ja que en gran part depèn de les condicions ambientals i de les propietats del sòl (Lützow *et al.*, 2006).

¹¹ L'efecte dels microorganismes en l'agregació del sòl s'explica més detalladament a l'apartat "Altres factors principals que controlen la macroagregació i la microagregació".

¹² Els efectes de l'humitejament al sòl estan explicats més àmpliament a l'apartat "1.8. Mecanismes de trencament d'agregats per acció de l'aigua".

¹³ Evidències empíriques demostren que els nivells de C en determinats sòls amb pràctiques d'agricultura intensiva i alguns ecosistemes pastorals poden ser majors als dels sòls equivalents sota condicions naturals (Barrow, 1969; Ridley *et al.*, 1990; Six *et al.*, 2002), si bé en la majoria de casos els sòls d'ús agrícola contenen menys MO que els equivalents sota ús forestal.

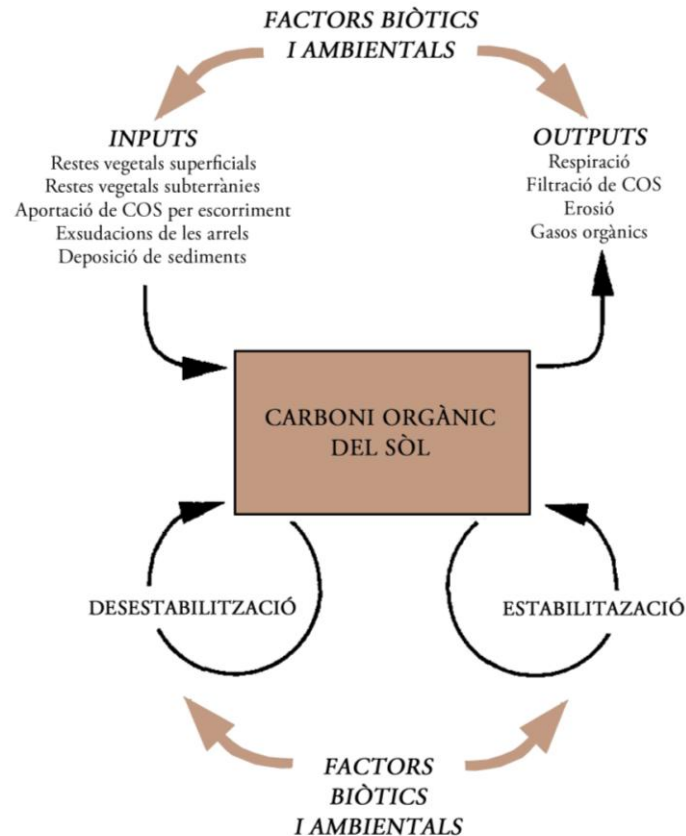


Figura 2. Representació del cicle del COS i de la influència dels factors biòtics (com l'abundància d'espècies vegetals i microbianes) i dels factors ambientals (com la temperatura, la humitat i la textura del sòl).

Font: modificat de Sollins *et al.* (1996).

En els últims 30 anys s'han desenvolupat diversos models relacionats amb la dinàmica de la MOS. La majoria d'aquests models representen l'heterogeneïtat de la MOS definint diferents *pools*, típicament de tres a cinc, amb varietats en les seves taxes intrínseques de descomposició i en els factors que les controlen (Parton, *et al.*, 1994; McGill, 1996 -citats per Six *et al.*, 2002-)¹⁴. Per exemple, Lützow *et al.* (2006) proposen que la descomposició que té lloc al sòl es pot dividir en tres fases temporals, que permeten definir tres reservoris de MO:

1) **Reservori (*pool*) actiu o làbil de matèria orgànica:** en els primers 2 anys es perd entre un 25% i un 67% del C inicial (Jenkinson i Ladd, 1981 -citats per Lützow *et al.*, 2006). Degens (1997) defineix els compostos làbils com aquells fàcilment descomponibles i recentment dipositats per arrels i microorganismes.

2) **Reservori (*pool*) intermedi de matèria orgànica:** a partir dels 10 anys fins als 100 es perd prop del 90% de MO amb taxes més lentes.

3) **Reservori (*pool*) de matèria orgànica refractària o recalcitrant:** la decaiguda completa del procés presenta taxes molt lentes i temps de renovació de 100 anys a més de 1000.

¹⁴ A la Figura 28, a l'annex, es pot observar una representació del model conceptual de la dinàmica de la MOS en *pools* mesurables desenvolupat per Six *et al.* (2002).

D'aquesta manera, el temps de residència mitjà del C a sòls diversos ha estat calculat en 26 anys (Schlesinger, 1991 -citad per Rilling *et al.*, 2007-), malgrat que aquesta dada té un valor molt relatiu.

Formulacions alternatives a aquests models de *pools* també han estat desenvolupats (Six *et al.*, 2002), per exemple formulacions en què les taxes de descomposició específiques varien com una funció de la qualitat contínua de MOS (per exemple Bosatta i Agren, 1996). Tot i això, alguns autors afirmen que en cap cas la representació d'aquests models és fonamentalment conceptual a la natura (Six *et al.*, 2002). A més, no és senzill verificar o desmentir les dinàmiques internes de transferència de C entre *pools* i possibles canvis en la seva mida a partir dels models de MOS corrents, ja que una comparació directa per mesurar els canvis de compartiments no és possible (Six *et al.*, 2002). Diversos intents s'han dut a terme per correlacionar les fraccions analítiques del laboratori amb el model de *pools* conceptual, amb un èxit limitat (Motavalli *et al.*, 1994; Balesdent, 1996; Christensen, 1996; Magid *et al.*, 1996; Paul *et al.*, 1999).

1.5.3. Mecanismes d'estabilització del carboni al sòl

Els mecanismes d'estabilització del C al sòl han rebut molt interès recentment, com s'ha comentat, ja que presenten un paper important en el cicle global del C. És per aquest motiu que s'està duent una recerca exhaustiva per part de molts autors que busquen ampliar i millorar el poc coneixement existent envers els mecanismes d'estabilització del C i el potencial dels sòls de retenir-lo. Una de les principals dificultats en el coneixement i predicció de les dinàmiques de la MOS (i per tant, del C) ve donada per l'operació simultània de diversos mecanismes (Sollins *et al.*, 1996; Lützow *et al.*, 2006).

El terme "estabilitat" de la MO s'usa generalment com a indicatiu de protecció o resistència de la MO de la mineralització, mitjançant processos o mecanismes que contribueixen a prolongar els seus temps de renovació al sòl (*turnover time*). L'efecte de la recalcitrància (estabilitat química), les interaccions organominerals i l'accessibilitat física integren l'estabilitat¹⁵. Generalment, la MO estabilitzada és més antiga que la no estabilitzada, un fet que està demostrat en valors de *turnover* i recalcitrància mitjana majors (Lützow *et al.*, 2006).

Diversos autors han intentat explicar diferents causes de l'estabilitat dels compostos orgànics que romanen al sòl. Una de les teories al·lega l'estructura aromàtica les substàncies húmiques, tot i que aquesta idea ha estat qüestionada durant les dues últimes dècades (Oades, 1988; Hedges *et al.*, 2000). Ara també hi ha evidència que el C reciclat de les restes vegetals (a través de l'activitat microbiana) juga un rol important en la formació de MOS (Sørensen, 1981; Gleixner *et al.*, 2002). Altres resultats de diferents recerques apunten a la importància dels complexos organominerals (per exemple els argilo-húmics) com els majors components de la MO del sòl (Balesdent *et al.*, 1987; Torn *et al.*, 1997; Baldock i Skjemstad, 2000; Kaiser *et al.*, 2002; Ludwig *et al.*, 2003).

Així doncs, es pot afirmar que en un sòl, inclús en un horitzó individual d'un sòl, diversos mecanismes d'estabilització de la MO poden estar actuant simultàniament, però en diferents graus. En aquest context, se n'han intentat definir alguns (Lützow *et al.*, 2006). Per exemple,

¹⁵ L'accessibilitat dels compostos orgànics serà tractada en detall a l'apartat "1.6. Accessibilitat i protecció física del carboni en el sòl".

Sollins *et al.* (1996) van identificar tres mecanismes principals pels que la MO queda protegida de la descomposició, anomenats “recalcitrància” (caràcter de resistència molecular de la MOS), “baixa accessibilitat” per a la degradació biològica i “interaccions amb les partícules minerals”. Posteriorment, Baldock *et al.* (2004) van suggerir tres mecanismes semblants: “recalcitrància biològica”, “capacitat biològica i capacitat de la comunitat de descomponedors” i “protecció física”. Segons Lützow *et al.* (2006) aquests models conceptuals suggereixen que les estructures químiques recalcitrants biològicament són, per exemple, el C alquílic i la MO carbonitzada i que els altres mecanismes citats són els responsables de la protecció de les molècules potencialment làbils i que indueixen l'estructura química variable observada per la MO del sòl. Krull *et al.* (2003) van examinar mecanismes i processos d'estabilització de la MOS i van concloure que en les superfícies actives del sòl, l'absorció i l'agregació poden retardar els processos de descomposició però que la “recalcitrància molecular” sembla ser l'únic mecanisme pel que la MOS pot ser estabilitzada per llargs períodes de temps. Mayer (2004) va suggerir que totes aquestes hipòtesis encaixen en dues categories responsables de l'oxidació retardada de la MO en els sòls i sediments, l'anomenada “recalcitrància orgànica” i “l'exclusió biòtica”.

En aquest context Six *et al.* (2002) van proposar tres mecanismes principals d'estabilització de MOS (Stevenson, 1994 -citada per Six *et al.*, 2002-; Christensen, 1996)¹⁶:

a) Protecció física dins dels agregats, que és indicada per la influència positiva de l'agregació en l'acumulació de MOS (per exemple Tisdall i Oades, 1982; Elliott, 1986; Jastrow, 1996; Six *et al.*, 2000). Els agregats de MOS protegida físicament estableixen barreres físiques entre els microorganismes (i els seus enzims) i el substrat orgànic degradable, i per tant controlen les interaccions en la xarxa tròfica i conseqüentment el *turnover* microbià (Elliott i Coleman, 1988).

b) L'estabilització química o organomineral és entesa com el resultat de la coberta química o fisicoquímica entre la MOS i els minerals del sòl (per exemple, les partícules de llim i argila). Alguns estudis han informat d'una relació entre l'estabilització del C orgànic i N en sòls i major contingut d'argila o de llim (Sørensen, 1972; Merckx *et al.*, 1985; Feller i Beare, 1997; Hassink, 1997). A més del contingut d'argila, el tipus d'argila també influeix en l'estabilització de C i N orgànics (Feller i Beare, 1997; Sørensen, 1972).

c) L'estabilització bioquímica s'entén com l'estabilització de MOS degut a la seva pròpia composició química (per exemple, compostos recalcitrants com la lignina i els polifenols) i a través de processos químics de polimerització (per exemple, reaccions de condensació) en el sòl.

Quatre anys més tard, Lützow *et al.* (2006) a partir de tots els estudis anteriors van sintetitzar el coneixement sobre els mecanismes d'estabilització de la MOS i el C del sòl, sense classificar-los en mecanismes de protecció físics, químics, biològics o bioquímics, a diferència de Six *et al.* (2002), ja que afirmaven que aquesta classificació és usada per diferents autors de manera confusa i a més se superposen (Theng *et al.*, 1989 -citada per Lützow *et al.*, 2006-). Per exemple, alguns autors consideren que la formació de complexos organominerals és física, encara

¹⁶ A la Figura 28, a l'annex, es pot observar una figura en la que es representa el model conceptual de la dinàmica de la MOS en compartiments mesurables desenvolupat per Six *et al.* (2002).

que la MO s'estabilitza definitivament a través d'interaccions químiques amb els minerals. Altres autors usen els termes “protecció química” i “protecció bioquímica” pels mateixos mecanismes (Lützow *et al.*, 2006).

Els tres mecanismes, doncs, que identifiquen Lützow *et al.* (2006), modificats de Sollins *et al.* (1996), són:

a) Inaccessibilitat espacial: aquesta dificulta l'accés pels microorganismes i els enzims i està causada per l'oclusió de la MO dins els agregats, la intercalació entre els fil·losilicats, el caràcter hidròfob i l'encapsulació en macromolècules orgàniques.

b) Interaccions amb les superfícies minerals i ions metàl·lics: interaccions intermoleculares entre la MO i els components inorgànics del sòl o altra MO que alteri la taxa de descomposició. Aquestes interaccions inclouen intercanvi de lligands, ponts amb cations polivalents, interaccions febles i complexació amb ions metàl·lics.

c) Conservació selectiva: fa referència a l'acumulació de molècules recalitrants, i dins d'aquesta es diferencia entre la recalitrància primària (de les restes vegetals) i els rizodipòsits - dipòsits en les arrels-) i la secundària, dels productes microbians i faunístics, els polímers húmics i els materials carbonitzats.

Tot i el rebuig de Lützow *et al.* (2006) a separar els mecanismes en físics, químics, biològics o bioquímics, la seva classificació presenta una gran semblança amb la de Six *et al.* (2002) (tot i que amb algunes diferències), ja que:

- **La inaccessibilitat espacial** de Lützow *et al.* pot equivaldre a la **protecció física** de Six *et al.*
- **Les interaccions amb les superfícies minerals i ions metàl·lics** de Lützow *et al.* pot equivaldre a l'**estabilització química** de Six *et al.*
- **La conservació selectiva** de Lützow *et al.* pot equivaldre a l'**estabilització bioquímica** de Six *et al.*

Tot seguit, es resumiran les dues últimes classificacions de mecanismes d'estabilització de MOS i C en el sòl (i per tant, els dos primers punts que defineixen l'estabilitat: la recalitrància i les interaccions organominerals)¹⁷, complementant el coneixement proporcionat per Six *et al.* (2002) amb el de Lützow *et al.* (2006), juntament amb el de molts altres autors.

1.5.4. Interaccions amb les superfícies minerals i ions metàl·lics / estabilització química o òrgano-mineral de la matèria orgànica del sòl

La relació entre l'estructura edàfica i l'habilitat del sòl per estabilitzar la MOS és l'element clau en les dinàmiques del C del sòl (Six *et al.*, 2002). D'altra banda, la protecció de la MOS per partícules de llims i argiles està ben establerta i explicada per diversos autors (Feller i Beare, 1997; Hassink, 1997; Sørensen, 1972).

Hassink (1997) va examinar la relació entre les fraccions de MOS i la textura del sòl i va trobar una relació entre el C associat a les argiles i llims amb la textura del sòl, però no amb la fracció amb mida de sorra. Basat en aquests resultats, va definir la capacitat del sòl de preservar

¹⁷ La protecció física i/o inaccessibilitat espacial, juntament amb el concepte d'accessibilitat, seran explicats en l'apartat “1.6. Accessibilitat i protecció física del carboni en el sòl”, ja que en aquest projecte és el tipus de mecanisme clau i més important, i per això mereix una atenció especial.

C degut a la seva associació amb les partícules de llim i argila (Six *et al.*, 2002). Diversos autors (Mayer, 1994; Hassink, 1997; Six *et al.*, 2002), a més, suggerien una capacitat limitada de les partícules minerals del sòl per protegir la MO. Això implica que el grau de saturació dels llocs protectors afecta al potencial de conservació de nou C afegit al sòl. Conseqüentment, hi hauria d'haver un potencial major per la preservació de la MO en els horitzons B i C on la saturació de les partícules minerals per MO és petita (Six *et al.*, 2002).

Altres autors, anteriors i posteriors, concreten que els continguts de MO de les subfraccions d'argila fines i grosses depenen de la mineralogia i, més específicament, de la reactivitat de la superfície dels constituents minerals (Anderson *et al.*, 1981; Kleber *et al.*, 2004). Sagggar *et al.* (1996) ja afirmava que la magnitud en què els metabòlits microbians produïts per la descomposició dels residus vegetals són estabilitzats en diferents sòls està controlat per l'àrea superficial específica (ASE) proporcionada, majoritàriament, pels minerals d'argila (Six *et al.*, 2002).

El fet que s'assumeixi habitualment que la MO esdevé estabilitzada a causa dels enllaços amb les superfícies minerals també es pot atribuir al fet que la MO del sòl retenguda en les fraccions de llims fins i d'argila és més antiga (Anderson i Paul, 1984; Scharpenseel *et al.*, 1989; Quideau *et al.*, 2001; Eusterhues *et al.*, 2003) o té un *turnover* més llarg (Balesdent *et al.*, 1987; Balesdent, 1996; Ludwig *et al.*, 2003) que la MO en altres fraccions del sòl (Chenu i Stotzky, 2002). Kalbitz *et al.* (2005) van mostrar que la sorció de MO soluble als horitzons B i C redueix la seva mineralització en un 20-30% comparat amb la mineralització de la MO continguda en la solució del sòl. Chenu i Stotzky (2002) van suggerir que les petites molècules sorbides a les superfícies dels minerals no poden ser utilitzades pels microorganismes a menys que estiguin desorbides, tot i que aquest fet és difícil de demostrar, ja que les desorcions poden ocórrer mitjançant secrecions microbianes durant els experiments. Ells mateixos afirmen que l'adsorció de les macromolècules es pot considerar no reversible i altres autors afegeixen que es pot associar amb canvis conformacionals que transformen les macromolècules (per exemple proteïnes) en invariables a l'acció d'enzims extracel·lulars (Theng, 1979; Khanna *et al.*, 1998 -citats per Lütow *et al.*, 2006-). La degradació també es pot veure dificultada per l'adsorció de l'enzim pertinent als minerals d'argila més que per l'adsorció del substrat (Demaneche *et al.*, 2001 -citat per Lütow *et al.*, 2006-)

Amb tot, hi ha autors com Lütow *et al.* (2006) que remarquen la necessitat d'un millor coneixement de l'efecte de l'adsorció en els mecanismes i taxes de descomposició de la MO.

Existeixen diversos mecanismes d'interacció de la MO amb les superfícies minerals (Lütow *et al.*, 2006): intercanvi de lligands, ponts amb cations polivalents, interaccions febles i complexació amb ions metàl·lics.

Kleber *et al.* (2004) van mostrar que els grups OH reactius dels òxids de Fe i Al i els llocs externs dels fil·losilicats, que són capaços de formar ponts forts a través de l'**intercanvi de lligands**, són una mesura de la quantitat de MO estabilitzada en els sòls en associacions organominerals (Six *et al.*, 2002). Així, un mecanisme important per la formació d'associacions fortes entre les substàncies orgàniques i les minerals és l'intercanvi d'anions entre grups hidroxils (OH) simples coordinats de les superfícies minerals, grups carboxil (COOH) i grups OH fenòlics de la MO (una reacció fortament exotèrmica) (Lütow *et al.*, 2006). La complexació de la MO en

les superfícies minerals a través de l'intercanvi de lligands incrementa amb la baixada de pH, amb la màxima sorció entre el pH 4,3 i 4,7, corresponent a valors de pKa dels àcids carboxílics més abundants en els sòls àcids (Gu *et al.*, 1994).

Lützow *et al.* (2006) també van destacar la intercalació de la MO amb els fil·losilicats, és a dir, que l'accessibilitat de la MO es pot veure reduïda, no només per la unió amb les capes externes dels fil·losilicats, sinó també per la seva unió entre capes.

Normalment els anions orgànics són repel·lits de les superfícies carregades negativament del sòl, mentre que si en el complex d'intercanvi hi ha **cations polivalents** es poden produir **ponts**. A diferència del Na^+ i el K^+ (cations monovalents), els cations polivalents són capaços de mantenir la neutralitat a la superfície neutralitzant la càrrega superficial (com per exemple la dels minerals d'argila) i el grup funcional acídic de la MO (com el COO^-) i per això actuen com un pont entre dos llocs carregats. Els cations polivalents més presents en el sòl són el Ca^{2+} i el Mg^{2+} , en sòls neutres i alcalins, i hidroxipolocations de Fe^{3+} i Al^{3+} en sòls àcids (Lützow *et al.*, 2006). L'eficiència dels lligams de la MO als fil·losilicats a través de ponts de cations és més feble que els lligams d'intercanvi amb els hidròxids de Fe^{3+} i Al^{3+} (Benke *et al.*, 1999; Kaiser i Zech, 2000). Els ions de calci no formen complexos forts de coordinació amb molècules orgàniques, al contrari que els de ferro i alumini (Lützow *et al.*, 2006).

Les interaccions hidrofòbiques són provocades per l'exclusió dels residus no polars (com el C aromàtic) de l'aigua, forçant la unió de grups no polars. Les forces de Van der Waals (electrostàtiques) poden operar entre àtoms o molècules no polars. En el cas dels enllaços d'hidrogen, un àtom d'hidrogen amb una càrrega positiva parcial interactua amb àtoms d'O o N parcialment carregats negativament. Així doncs, les forces de Van der Waals i els enllaços d'hidrogen constitueixen els dos tipus d'**interaccions febles** més comuns en el sòl. Els silicats no expansibles o les partícules de quars sense capa de càrrega i sense espais interlaminars presenten només afinitat pels ponts febles. La càrrega negativa de la superfície dels altres minerals d'argila depèn del tipus i localització de l'excés de càrrega negativa creada per la substitució isomòrfica (Lützow *et al.*, 2006). Els polisacàrids no carregats i els enzims extracel·lulars o altres proteïnes poden formar vincles a través de ponts d'hidrogen o forces de van der Waals gràcies a la presència de grups hidroxils i altres grups polars a la molècula (Quiquampoix *et al.*, 1995). El seu pes molecular típicament elevat ofereix un gran nombre de superfície potencial, i així es poden establir ponts forts entre els polisacàrids no carregats i les argiles (Theng, 1979 -citada per Lützow *et al.*, 2006-). Les interaccions hidrofòbiques esdevenen més favorables a baix pH, quan els grups hidroxil i carboxil de la MO estan protonats (enllaçats amb un hidrogen, no dissociats) i quan la ionització del grup carboxil es veu suprimida (de Longe *et al.*, 2007)

Passant a l'estabilització de la MO per **complexació amb ions metàl·lics**, Lützow *et al.* (2006) afirmen que la interacció de la MO amb ions metàl·lics és ben coneguda, i ha estat revisada per Tipping (2002). En comparació amb la química dels ponts metàl·lics, hi ha menys informació disponible sobre l'efecte d'aquests en l'estabilitat de la MO al sòl o sobre els mecanismes involucrats (Lützow *et al.*, 2006). Els ions metàl·lics que han estat considerats com potencials estabilitzadors de la MO del sòl són el Ca^{2+} , l' Al^{3+} i el Fe^{3+} (Baldock i Skjemstad, 2000) i els metalls pesants. La primera evidència de l'efecte estabilitzador dels ions de Ca^{2+} en la MO del sòl va ser aportada per Sokoloff (1983, citat per Lützow *et al.*, 2006). A partir d'aleshores,

diversos estudis han mostrat efectes similars dels ions de Ca^{2+} en la mineralització de la MO del sòl i la seva solubilitat (Muneer i Oades, 1989) i el gran contingut de MO en els sòls calcaris és també atribuït a l'efecte estabilitzador dels ions Ca^{2+} (Oades, 1988). Diversos estudis expliquen efectes també estabilitzants de l'alumini a la MO del sòl, basats en dades de camp o experiments controlats (per exemple, Martin *et al.*, 1972; Blaser *et al.*, 1997; Mulder *et al.*, 2001).

També cal tenir en compte que per l'alumini (i en menor mesura, pel ferro), l'efecte inhibidor en la respiració del sòl i la conseqüent acumulació de MO del sòl ha estat mostrat en nombrosos estudis de camp i de laboratori (Tyler *et al.*, 1989; Giller *et al.*, 1998; Adriano, 2001; McEnroe i Helmesaari, 2001; Johnson i Hale, 2004).

Lützow *et al.* (2006) resumeixen que l'evidència de l'estabilització de la MO en el sòl a través de les interaccions amb ions metàl·lics existeix, però en general les conclusions pel que fa a la seva rellevància quantitativa en els sòls és difícil d'establir i fan falta més estudis sistemàtics i comparacions de mecanismes. Resoldre aquestes incerteses és complicat perquè els mecanismes i els seus efectes depenen de les concentracions i les formes d'unió, i són específics de cada element. A més, l'efecte d'alguns metalls (Ca, Mg, Al, Fe) sovint no es pot separar de la seva habilitat per formar ponts catiónics.

1.5.5. Conservació selectiva / estabilització bioquímica de la matèria orgànica del sòl

L'estabilització o protecció bioquímica de la MOS ocorre degut a la complexa composició química dels materials orgànics. Aquesta composició química complexa pot ser una propietat inherent del material de la planta (referit a la qualitat del residu) o pot ser adquirit durant la descomposició a través de la condensació i complexació dels residus de la descomposició, donant-los més resistència a la descomposició subseqüent. Per tant, la MOS és estabilitzada per la seva resistència bioquímica a la descomposició, inherent o adquirida (Cadisch i Giller, 1997 – citats per Six *et al.*, 2002).

Aquest compartiment de MOS correspon al “passiu”¹⁸ (Parton *et al.*, 1987) i ha estat identificada com la fracció no hidrolitzable (Leavitt *et al.*, 1996; Paul *et al.*, 1995; Trumbore 1993). Usant el mètode de datació de C^{14} , s'ha trobat que, en la capa superficial del sòl, el C no hidrolitzable és aproximadament 1300 anys més antic que el C total del sòl (Paul *et al.*, 2001). L'estabilització d'aquest compartiment i la seva subseqüent edat més antiga és probablement el resultat de la seva composició bioquímica (Six *et al.*, 2002).

Lützow *et al.* (2006) definien la conservació selectiva com l'acumulació de molècules recalitrants, i diferencien entre la recalitrància primària (com una funció de les seves característiques moleculars autòctones), i la recalitrància secundària (dels productes microbians i faunístics, els materials carbonitzats i els polímers húmics). Per tant, aquesta classificació de recalitràncies de Lützow *et al.* (2006) es pot comparar amb la divisió de la composició química inherent o adquirida que afavoreix la resistència de la MO a la descomposició de Cadish i Giller (1997, citats per Lützow *et al.*, 2006).

¹⁸ Els models de pools es troben explicats al subapartat “1.5.2. Emmagatzematge de carboni al sòl”.

La recalcitrància primària és la de les restes vegetals i els rizodipòsits (dipòsits en les arrels). Aquests residus aeris i subterranis de la vegetació estan compostos per barreges complexes de components orgànics, principalment polisacàrids (midó, cel·lulosa, hemicel·lulosa i pectina; entre 50 i 60%) i lignina (15-20%), però també per proteïnes, polifenols (com els tanins), clorofil·la, cutina i suberina, lípids i ceres (10-20%). Alguns d'aquests darrers compostos són considerats menys biodegradables degut a la seva composició estructural (Lützow *et al.*, 2006). Les parets de les arrels que contenen lignina i suberina es consideren sovint com a precursors dels compartiments estables de MO (Lynch i Whipps, 1990; Balesdent i Balabane, 1996; Nierop, 1998; Rumpel *et al.*, 2002; Nierop *et al.*, 2003). El *turnover* dels monòmers simples com la glucosa i els amino-àcids, com s'ha determinat en diversos experiments de laboratori, pot ocórrer en hores o dies. Els polímers (per exemple, polisacàrids, proteïnes) tenen un *turnover* més llarg, com setmanes, i les estructures encara més complexes com els heteropolímers es poden renovar en mesos. Els polímers més resistents a la degradació contenen anells aromàtics, com la lignina i un rang de molècules polimetil·liques, com lípids i ceres, la cutina i la suberina (Derenne i Largeau, 2001).

La recalcitrància secundària va ser dividida per Lützow *et al.* (2006) entre productes microbians i faunístics, materials carbonitzats i polímers húmics.

Generalment, el C de la **biomassa microbiana** del sòl representa només entre un 0,3 i un 7% del contingut de carboni orgànic total (COT) (Wardle, 1992) i la quantitat de C immobilitzat pels animals del sòl és menor a un 1% del COT (Wolters, 2000). És per això que el paper directe de la biomassa microbiana i faunística en l'estabilització del C al sòl es pot considerar com a minoritari (Wolters, 2000): la fauna del sòl juga un rol més important triturant els materials de les plantes, barrejant la MO en el perfil del sòl i convertint-lo en material excretat (Lützow *et al.*, 2006)¹⁹.

Tot i el paper minoritari que desenvolupen la fauna i els microorganismes, hi ha una evidència creixent que una gran part de la MO estable dels sòls està constituïda per compostos derivats d'aquests (Lützow *et al.*, 2006). Els residus microbians en el sòl contenen components específics dels microorganismes, com la mureïna, quitina i certs lípids (Kögel-Knabner, 2002), que s'acumulen en el sòl (Guggenberger *et al.*, 1994; Amelung *et al.*, 1999; Kiem i Kögel-Knabner, 2003). També els fongs sintetitzen compostos recalcitrants (com les melanines) (Kögel-Knabner, 2002; Knicker, 2004), i els animals del sòl creen estructures macromoleculares orgàniques, la degradació de les quals requereixen una gran varietat de microorganismes especialitzats (Saxena *et al.*, 2004 -citats per Lützow *et al.*, 2006-).

Passant als **materials carbonitzats**, el foc pot crear un rang de productes aromàtics altament condensats i complexos, anomenats col·lectivament com a carbó negre (CN o *black carbon*) o MO carbonitzada. El CN es defineix com un producte de la combustió incompleta de combustibles fòssils o de biomassa (Goldberg, 1985 -citats per Brodowski *et al.*, 2006-). Aquest CN contribueix, per exemple, en més del 45% en el COT del sòl en els sòls Chernozems d'Alemanya (Schmidt *et al.*, 1999; Brodowski *et al.*, 2005 -citats per Lützow *et al.*, 2006-). D'altra banda, els continguts de carbó vegetal (*charcoal*) són molt petits o no es poden detectar en sòls

¹⁹ Veure a "1.7.3. Altres factors principals que controlen la macroagregació i la microagregació".

dels boscos temperats que no han estat subjectes a cremes regulars (Skjemstad *et al.*, 1997) i inclús poden ser petits en sòls forestals que es cremen sovint (Czimczik *et al.*, 2005).

Aquest carbó vegetal té un temps de residència estimat d'entre 500 i 10.000 anys en els sòls (Skjemstad *et al.*, 1998), que fa pensar que la seva formació ve donada pels processos d'estabilització del C que resulten en una retenció efectiva de carbó al sòl (Swift, 2001), i hi ha una evidència creixent que la MO carbonitzada no és inerta als sòls (Bird *et al.*, 1999; Hamer *et al.*, 2004; Lützow *et al.*, 2006). La suposició, probablement equivocada, que el CN és inert o que té unes taxes de descomposició molt lentes porta a incerteses considerables respecte el seu rol en el cicle global del C (Schmidt, 2004).

L'últim punt que Lützow *et al.* (2006) analitzaren de la recalcitrància secundària, dins la conservació selectiva, es la **recalcitrància dels polímers húmics**. Els conceptes tradicionals de la humificació assumeixen que els polímers húmics estan formats per la descomposició parcial dels polímers dels residus de les plantes seguida per reaccions de condensació i polimerització (Waksman, 1938; Kononova, 1961; Martin i Haider, 1971; Schnitzer i Kahn, 1972; Flaig *et al.*, 1975 -citats per Lützow *et al.*, 2006-; Stevenson, 1994). D'aquesta manera no són degradables pels enzims normals dels microorganismes i són, per tant, recalcitrants (Stevenson, 1994). Diverses teories han estat proposades per aquest procés d'humificació (Lützow *et al.*, 2006).

En el context d'aquestes discrepàncies entre estudis, diversos autors (com Hedges *et al.*, 2000) han postulat que la MO del sòl és una barreja de compostos derivats de l'activitat microbiana i vegetal i que la polimerització extracel·lular no és rellevant en el sòl. Una altra resposta davant d'aquest context va ser la de Piccolo (2002) que va proposar un concepte de les substàncies húmiques com a associacions de molècules agregades entre sí de forma heterogènia i relativament petites. Segons aquest model conceptual, les petites molècules derivades de la descomposició dels vegetals i dels residus microbians formen grups (cúmul) a través d'interaccions hidrofòbiques i per enllaços d'hidrogen donant lloc a la gran mida molecular de les substàncies húmiques (gairebé macromolecular). Actualment no està clar com aquestes molècules es podrien establir als sòls (Lützow *et al.*, 2006).

Els resultats recollits per Lützow *et al.* (2006) sobre la conservació selectiva dels compostos orgànics degut a la seva naturalesa recalcitrant porta a un canvi progressiu de la composició dels residus durant les fases inicials de descomposició, però no expliquen l'estabilització a llarg termini dels compostos potencialment làbils. Aquesta conclusió contrasta amb la de Krull *et al.* (2003), que suggerien que la conservació selectiva degut a la recalcitrància de la MO és l'únic mecanisme pel que el COS del sòl pot ser protegit durant llargs períodes de temps. A més, tot i que molts autors afirmen que és la MO refractària o recalcitrant la responsable de l'estabilització a llarg termini de C al sòl, els motius de la millor estabilitat d'aquesta MO antiga al sòl, el seu origen i composició, i els seus mecanismes d'estabilització no són clars, com s'ha comentat (Lützow *et al.*, 2006).

Tot i els diferents graus de conservació selectiva mitjançant la **recalcitrància primària i secundària**, es pot concloure que la comunitat microbiana és omnipotent en la degradació de qualsevol MO natural en el sòl (Lützow *et al.*, 2006). Hamer *et al.* (2004), com s'ha comentat, van mostrar que la mineralització de MO recalcitrant es podria augmentar mitjançant l'addició de substrats fàcilment degradables. Així, l'estabilitat de la MO podria també ser simplement un resultat de l'accessibilitat de substrat i no de la seva naturalesa recalcitrant. Per tant, la recalcitrància molecular de la MO natural no és absoluta, sinó relativa.

1.6. Accessibilitat i protecció física del carboni en el sòl

1.6.1. Estabilització i accessibilitat de la matèria orgànica

Sollins *et al.* (1996) va definir l'**estabilització** de la MOS com un decreixement en el potencial de pèrdua per respiració, erosió o lixiviació. L'estabilització pot començar abans que els teixits vegetals caiguin a terra, o fins i tot abans de morir. La **desestabilització**, va ser definida com el contrari de l'estabilització, i es diferencia de la **degradació** ja que aquesta última es defineix per analogia amb el metabolisme cel·lular, incloent tots els processos, principalment la despolimerització i reaccions oxidatives, per les que les molècules relativament grans com carbohidrats, lípids i proteïnes es converteixen en molècules simples com àcids carboxílics, amino-àcids i CO₂. D'aquesta manera, l'estabilització d'una proporció del C procedent de les restes vegetals dona lloc a un material que resisteix la transformació i la desestabilització, si bé dona lloc a un material que és més susceptible a la respiració microbiana (Sollins *et al.*, 1996).

Com ja s'ha comentat en apartats anteriors, l'estabilitat del COS és el resultat de tres característiques (Sollins *et al.*, 1996; Wolters, 2000; Lützow *et al.*, 2006) (Figura 3):

- **La recalcitrància**, que, com s'ha vist, comprèn les característiques a nivell molecular de les substàncies orgàniques, incloent la composició elemental, la presència de grups funcionals, i la conformació molecular, que influeixen la seva degradació per microorganismes i enzims.

- **Les interaccions**, que, com s'ha comprovat, fan referència a les interaccions intermoleculares entre substàncies orgàniques i inorgàniques o orgàniques que alteren la taxa de degradació dels compostos orgànics o la síntesi de nous productes.

- Per últim, l'**accessibilitat** fa referència a la localització de substàncies orgàniques respecte als microorganismes i els enzims. És a dir, que accessibilitat es refereix al fet que la MOS pot ser descomposta biològicament, si no hi ha una limitació física que ho impedeixi. Segons Rilling *et al.* (2007) l'accessibilitat depèn de la localització física entre l'estructura del sòl, i de tots els processos que succeeixen en aquesta xarxa. Altres autors afegixen que la distribució i accessibilitat pels microorganismes de l'aigua, nutrients i oxigen en els sòls també són factors importants per la descomposició de la MO (Ekschmitt *et al.*, 2008).

Per definició, l'estabilitat incrementa amb la recalcitrància i es creu que també amb les interaccions (és una qüestió que encara s'està estudiant), i decreix amb l'accessibilitat (Sollins *et al.*, 1996). A més, d'aquestes tres característiques es dedueix que si, per exemple, la MOS es troba accessible, però és recalcitrant, serà igualment estable, i viceversa.

Una característica de la MOS que pot equivaldre quant a conseqüències amb la recalcitrància i que està molt relacionada amb l'accessibilitat és la **hidrofobicitat**. Lützow *et al.*

(2006) destacaven que la hidrofobicitat és una propietat que poden tenir els sòls i que està causada en major part per la pròpia MO. Aquesta redueix la superfície humitejable, fet que dóna lloc a taxes de descomposició més baixes, igual com l'absència d'aigua restringeix directament les condicions de vida dels microorganismes (Bachmann *et al.*, 2008). Per tant, la hidrofobicitat redueix l'accessibilitat de la MO als microorganismes.

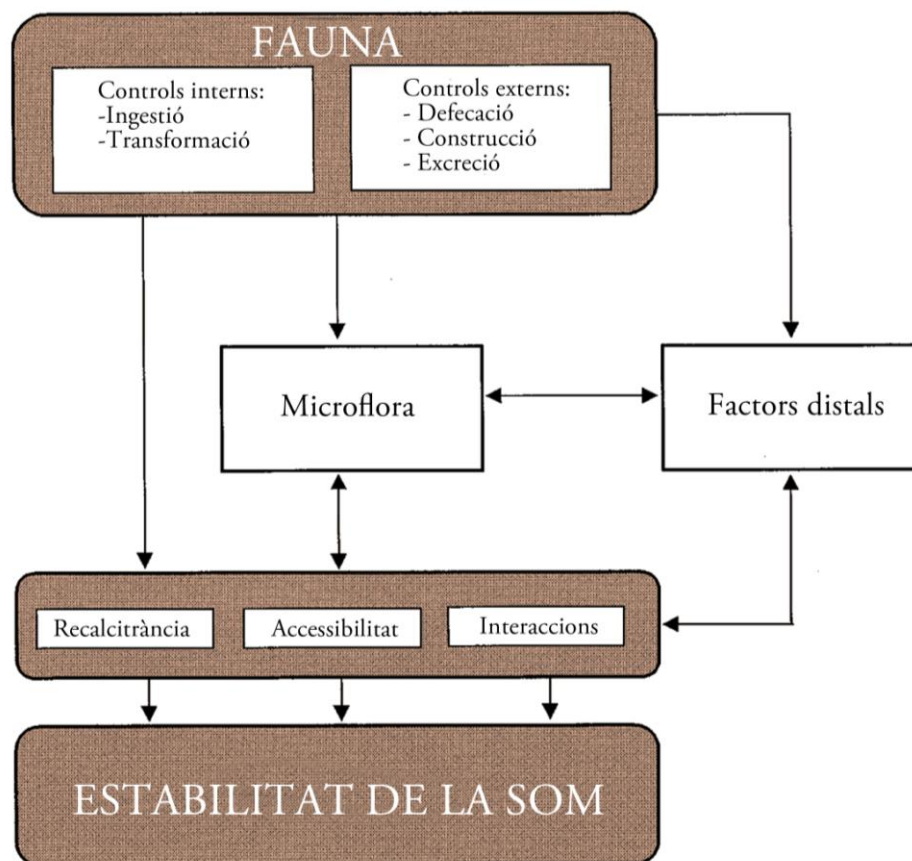


Figura 3. Esquematzació dels tres factors principals que intervenen en l'estabilitat de la MOS i de l'efecte directe i indirecte que hi tenen els invertebrats del sòl (tema que serà tractat més detalladament en apartats posteriors). Font: modificat de Wolters (2000).

Les propietats hidrofòbiques en els sòls, majoritàriament mesurades per l'angle de contacte de la pel·lícula d'aigua amb la superfície sòlida orgànica o mineral (majors angles de contacte quan més hidrofòbic), han estat descrites per la MO del sòl en general, els àcids húmics, la MO lligada a minerals d'argila, restes vegetals i residus microbians (Chenu, 1989). Grans angles de contacte mesurats en sòls forestals arenosos comparats amb sòls agrícoles llimosos es van atribuir a la presència de MO hidrofòbica (Woche *et al.*, 2005). A més, les petites partícules (< 63 µm) demostren el major grau de repulsió a l'aigua, que s'explica, en part, pel major contingut de MO en aquestes fraccions (de Jonge *et al.*, 1999).

A més de l'efecte directe en les propietats hidrofòbiques de la MO del sòl en l'accessibilitat microbiana, la hidrofobicitat al mateix temps millora l'estabilitat d'agregats (Piccolo i Mbagwu, 1999) i d'aquesta manera també contribueix a l'oclusió de la MO com a mecanisme d'estabilització. Goebel *et al.* (2005) van trobar una major estabilitat de la MO hidrofòbica i una millora en l'estabilitat de la MO oclusa en els agregats degut a les seves superfícies hidrofòbiques.

De totes maneres, Lützow *et al.* (2006) confirmaren que es necessiten més dades empíriques sobre l'efecte directe de la hidrofobicitat en la facilitat de degradació de la MO. També remarcaren que per millorar el coneixement sobre l'ocurrència de substàncies hidrofòbiques i el seu rol en l'estabilització de la MO, és important separar els efectes causats per la hidrofobicitat de la MO dels mecanismes addicionals, com l'encapsulació de la MO en pseudo-macromolècules hidrofòbiques, la millora de l'estabilitat dels agregats o l'adsorció de substàncies hidrofòbiques en les superfícies minerals.

Els conceptes de recalcitrància i interaccions ja han estat tractats en l'apartat "1.5. Segrest i estabilització de carboni al sòl", per tant, en el present apartat es tractarà el tema de l'accessibilitat de la MO, fent especial èmfasi a la seva relació amb la protecció física del C.

1.6.2. Accessibilitat de la matèria orgànica i agregació

La protecció física del C en els agregats del sòl és un dels mecanismes d'estabilització del COS més importants (Rovira i Vallejo, 2003). Increments en l'agregació en el sòl concorden amb increments de MOS en sòls de sistemes no llaurats (Paustian *et al.*, 2000) i alguns estudis han remarcat una influència positiva de l'agregació en l'acumulació de MOS (Angers *et al.*, 1997; Besnard *et al.*, 1996; Cambardella i Elliott, 1993; Franzluebbers i Arshad, 1997; Gale *et al.*, 2000; Golchin *et al.*, 1995; Jastrow, 1996; Paustian *et al.*, 2000; Six *et al.*, 2000). També s'ha afirmat que la inclusió de MOS en els agregats condueix a un canvi qualitatiu en la mateixa (Six *et al.*, 2002).

Sollins *et al.* (1996) afirmaven que aquesta protecció física del C pot influenciar l'accessibilitat del substrat als microorganismes i la fauna i també les taxes de difusió dels reactius i dels productes procedents de les reaccions de síntesi extracel·lulars. Adu i Oades (1978) van comprovar experimentalment que en un sòl franc-sorrenc la respiració era menor que en un sòl desagregat, tenint evidència de la presència de microporus inaccessibles en els agregats. Altres autors van arribar a establir que la inclusió de materials orgànics entre els agregats del sòl redueix la seva taxa de descomposició (Elliott i Coleman, 1988; Golchin *et al.*, 1994). Bartlett i Doner (1988, citat per Six *et al.*, 2002) van corroborar que la majoria de substrat respirat (pèrdua d'amino-àcids) prové de la superfície dels agregats en comparació amb l'interior dels mateixos, indicant un retard en l'accés microbià al substrat dins els agregats; i autors com Oades (1984) o Elliott i Coleman (1988) van comprovar, a més, que una part substancial de MOS es manté al centre dels agregats. Hattori (1988) afegia que s'observa una gran abundància de microorganismes en la part exterior dels agregats. També Priesack i Kisser-Priesack (1993) van mostrar que la taxa d'utilització de glucosa decreix amb la distància a l'interior de l'agregat. Una altra evidència indirecta que indica que l'agregació pot limitar l'accessibilitat del substrat és el fet que la respiració i la mineralització del C incrementen quan els agregats es trenquen (Rovira i Greacen, 1957; Elliott, 1986; Gupta i Germida, 1988; Sollins *et al.*, 1996; Six *et al.*, 2002) Aquesta evidència, però, no és conclouent, ja que, per exemple, a l'interior dels agregats, les concentracions d'oxigen són menors (Sextstone *et al.*, 1985) i per tant la respiració es pot veure limitada per aquest motiu. Les relacions entre estabilització de la MO, l'accessibilitat, l'agregació i tots els factors que l'afecten es troben representades en les Figures 4 i 5.

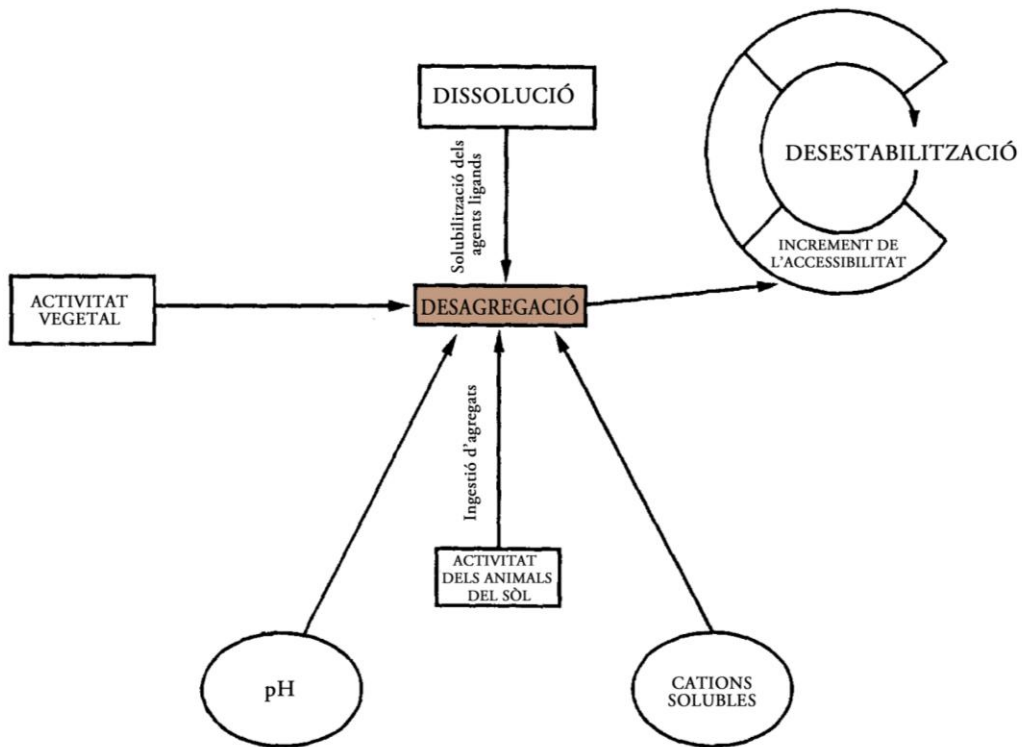


Figura 4. La desagregació incrementa l'accessibilitat del COS als microorganismes i als enzims extracel·lulars, promovent així la respiració microbiana. Font: modificat de Sollins et al. (1996).

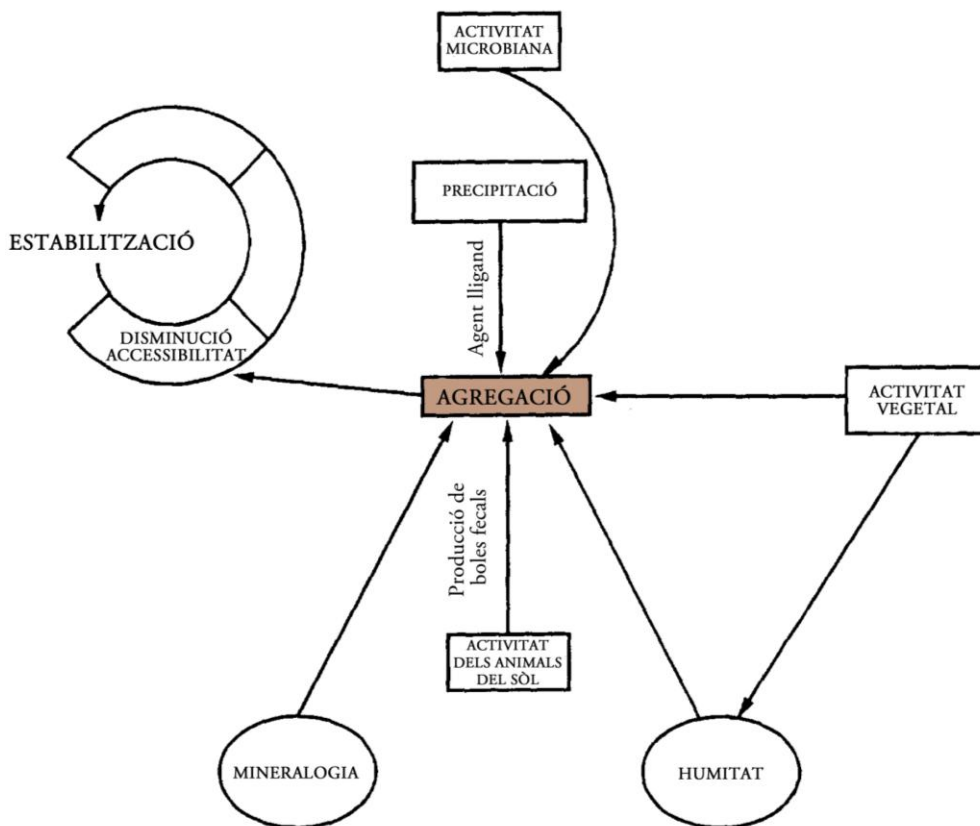


Figura 5. Representació de l'accessibilitat del COS als microorganismes i de la varietat de factors químics, microbians i vegetals que promouen l'agregació. Font: modificat de Sollins et al. (1996).

Així, la protecció física (i conseqüent reducció de l'accessibilitat) exercida pels macro i microagregats en el C de les partícules de matèria orgànica (PMO) és atribuïda a (modificat de Six *et al.*, 2002):

1) La compartimentació del substrat, la biomassa microbiana i els seus enzims (Killham *et al.*, 1993; van Veen i Kuikman, 1990 ; Sollins *et al.*, 1996; Lützow *et al.*, 2006).

2) La difusió d'oxigen reduïda en els macroagregats i en especial als microagregats (Sexstone *et al.*, 1985), que porta a una activitat reduïda dins els agregats (Sollins *et al.*, 1996).

D'aquesta manera, Sollins *et al.* (1996), igual que d'altres autors (per exemple, Rovira i Vallejo, 2003) van concloure que l'accessibilitat del COS als microorganismes decreix amb la seva incorporació als agregats, quan els porus petits o tortuosos restringeixen l'entrada dels microorganismes o dels seus enzims extracel·lulars mitjançant la protecció física, o quan els nivells d'oxigen són tant baixos per suportar només una activitat microbiana limitada.

Brodowski *et al.* (2006) va donar èmfasi també a l'accessibilitat i la protecció física en el cas del carbó negre (CN o *Black carbon*) conclouent que la major estabilitat del CN en els sòls, no s'ha d'atribuir només a la seva estructura recalitrant²⁰, sinó també a la seva baixa accessibilitat quan està físicament embolicat per les partícules del sòl; experimentalment van demostrar que les concentracions de CN en les fraccions de MO ocluses és major que a les partícules lliures de MO, amb factors de 1,5 a 2,7. Aquesta inclusió física pot aleshores contribuir als llargs temps de residència del CN en el sòl.

Lützow *et al.* (2006), igual que Killham *et al.* (1993), afirmaren que l'accessibilitat del C en l'interior dels agregats està controlada principalment per la mida dels porus, ja que l'accés dels microorganismes als substrats requereix el seu moviment a través d'aquests (Elliott i Coleman, 1988; Chenu i Stotzky, 2002). A més, influencia en la proporció de porus omplerts d'aigua o dissolució del sòl i aquells que són un possible hàbitat pels microorganismes (Killham *et al.*, 1993; Lützow *et al.*, 2006). Els porus existeixen fins i tot en els microagregats més petits, i un simple porus petit pot impedir enormement l'accés dels microorganismes al substrat (Rilling *et al.*, 2007). Sollins *et al.*, (1996) van comprovar que el temps de renovació (*turnover*) del C provinent de glucosa és més ràpid en porus grans (6-30 µm) que en petits (< 6 µm). Chenu i Stotzky (2002) van demostrar que el 15% de la porositat del sòl en un sòl arenós i un 52% en un sòl argilós és inaccessible pels microorganismes, perquè els diàmetres de l'entrada dels porus són inferiors a 2 µm. Els càlculs fets per Veen i Kuikman (1990) indiquen que potser més del 95% dels espais porosos en una marga llimosa són massa petits per ser accessibles per les bacteries. Tot i així, no es coneix si, i en quin taxa, la MO atrapada en els porus d'entre 1 i 100 nm és difosa a fora altra vegada i en quina mesura la MO en aquests porus pot estar a l'abast dels exoenzims (Lützow *et al.*, 2006).

A l'estudiar la protecció física de C al sòl s'han de tenir en compte les diferències entre sòls llaurats i no llaurats, ja que una acumulació de MOS sota condicions de no cultiu comparat amb condicions de llaurada tradicional confereix millores importants en la qualitat, fertilitat, estabilitat del sòl i en el segrest de C. S'ha comprovat que la llaurada provoca un decreixement gradual de la MOS del sòl, sobretot de C làbil (Six *et al.*, 2002), deteriorant les propietats físiques del sòl i

²⁰ L'estabilització del CN en el sòl resultant de la seva estructura complexa està explicada a l'apartat "1.5. Segrest i estabilització del carboni al sòl".

afavorint l'erosió (Metzger i Yaron, 1986). Així, causa un alliberament de C al trencar les estructures dels agregats, incrementant la disponibilitat de C làbil; més concretament s'indueix a una pèrdua dels macroagregats rics en C i un guany en microagregats pobres en aquest element (Six *et al.*, 2000). Six *et al.* (2000) també van arribar experimentalment a la conclusió que la formació de nous microagregats entre els macroagregats es reduïa en un factor aproximadament de 2 en un sistema amb llaurada tradicional comparat amb un sistema de “no cultiu” (o llaurada mínima).

El contingut d'argila i el tipus de sòl exerceixen una influència indirecta en la protecció del C incorporat entre els microagregats, afectant les dinàmiques d'agregats (Six *et al.*, 2002). Diferents tipus d'argila condueixen a diferents mecanismes involucrats en l'agregació (Oades i Waters, 1991) i per això influeix de manera diferent la protecció de les PMO entre la microagregació (Six *et al.*, 2002). Franzluebbers i Arshad (1997) suggerien que la protecció física de les PMO entre els agregats incrementa amb el contingut d'argila. A partir d'aquí, Six *et al.* (2002) van formular la hipòtesi que la capacitat màxima de protecció física per la MOS ve determinada pel màxim grau de microagregació, que ve determinat a la vegada pel contingut i tipus d'argila. De la mateixa manera, Rovira i Vallejo (2003) afirmaren que el límit per la quantitat de COS protegit físicament en un sòl depèn de la quantitat de partícules minerals capaces de formar complexos organominerals o microagregats (llims fins, argiles).

Cal destacar que han estat molts els autors que han afirmat que la macroagregació és més sensible als canvis en l'ús del sòl i a les pràctiques de llaurada (Oades, 1984) que la microagregació (Oades, 1984; Elliott, 1986; Besnard *et al.*, 1996). Els canvis en l'agregació estable en aigua han estat generalment correlacionats amb canvis en el contingut de MOS total a llarg termini (Tisdall i Oades, 1982).

1.6.3. Mecanismes de protecció física del carboni

Tot seguit es classificaran els diversos mecanismes de protecció física del C en dos grups: la incorporació de C en el procés d'agregació (procés abiòtic) i els processos biòtics.

Els agregats són dinàmics, es formen i reformen al llarg del temps fent que el material orgànic quedi oclús al seu interior i per tant inaccessible pels enzims degradadors (Six *et al.* 1998; Plante i McGill 2002; Plante *et al.* 2002).

La incorporació del C en el procés d'agregació és un mecanisme fonamentalment abiòtic. Jastrow (1996) resumia que la majoria de C acumulat s'associava a les fraccions minerals dels agregats, suggerint que els *inputs* de restes orgàniques s'introdueixen relativament ràpid a les partícules, i així es troben físicament protegits. Mayer *et al.* (2004) afirmava que aquesta oclusió a nivell de la microestructura de les partícules sol ocórrer a través de mecanismes abiòtics com la formació d'associacions amb ferro i òxids o hidròxids d'alumini. Rilling *et al.* (2007) destacaren el paper de les proteïnes del sòl, argumentant que són reconegudes cada vegada més com el factor amb un rol major en l'estabilització i desestabilització de COS en el sòl, separant dues categories: les proteïnes detrítiques que s'alliberen amb la mort cel·lular i les proteïnes funcionals que són alliberades de forma activa al sòl per a complir funcions específiques.

Són molts els autors que afirmen que la formació d'agregats, especialment microagregats, és crucial per l'emmagatzematge i l'estabilització de C al sòl a llarg termini (per exemple, Jastrow i Miller, 1998; Six *et al.*, 1998; Gale *et al.*, 2000). I aquest fet succeeix des que es va comprovar que el C contingut en els microagregats té un temps de renovació més lent que el C en els macroagregats (Jastrow *et al.*, 1996).

Six *et al.* (2000) també van presentar uns resultats demostrant amb el seu model de formació d'agregats²¹ la importància de l'agregació en el sòl i més específicament de les interaccions entre la MOS i les dinàmiques d'agregats en el control del segrest de C. Seguint la mateixa línia, Puget *et al.* (2000), van proposar una composició esquemàtica en què els agregats estables estan formats pel lligament entre microagregats a través de MO jove addicional, predominantment restes vegetals. Així, la MO més jove s'incorpora preferentment i és responsable de l'agregació, encara que és eventualment redistribuïda a través de les classes de mies d'agregats per la destrucció i reformació d'agregats. Comprovant aquest model experimentalment van concloure que els macroagregats estables tenen una vida d'anys, mentre que els microagregats poden existir durant dècades. Així, van suggerir que l'estabilització i desestabilització dels macroagregats en els sòls estan lligades a la biodegradació de les restes vegetals.

Per tant, la formació d'agregats estabilitza C en el sòl, però la incorporació de MO ajuda a l'estabilització dels agregats, i per tant del sòl. És més, Puget *et al.* (2000) van afirmar que l'estabilitat d'un sòl sorgeix per la presència de macroagregats estables, i cal tenir en compte que una estructura estable és essencial per tenir un sòl fèrtil.

Plante i McGill (2002) van suggerir que la relació entre la protecció física de la MOS i el *turnover* dels macroagregats difereix pel residu fresc envers la MOS estabilitzada: per la MOS estabilitzada, el *turnover* dels macroagregats serà menor, i per tant el nivell de protecció serà major. Tot i això, Six *et al.* (2004) suggerien que el *turnover* de macroagregats en la majoria de sistemes no és mai tant lent que impedeix l'estabilització de C. En la majoria dels ecosistemes i especialment els agrícoles, la macroagregació mostra grans dinàmiques estacionals (Angers i Mehuys, 1988 -citats per Six *et al.*, 2004-) i el temps de residència mitjà dels macroagregats ha estat estimat de mitjana 27 dies amb estimacions mínimes de 5 dies (Plante *et al.*, 2002). Conseqüentment, hi ha una gran discrepància entre les escales de temps del *turnover* dels macroagregats i de l'entrada anual (*input*) de nou C després de la collita en sistemes agrícoles; els macroagregats formen i es trenquen en un ritme major que la taxa del major *input* de nou C en els sistemes agrícoles. Tot i això, el concepte de *turnover* intermedi de macroagregats podria ser aplicable en alguns casos extrems en què el trencament d'agregats sigui tant lent que no hi hagi formació de nous agregats. En aquesta situació, el C nou mineralitzarà en una taxa similar de la MO lliure i no hi haurà formació d'agregats perquè el nivell d'agregació està al seu màxim (Kemper i Koch, 1966 -citats per Six *et al.*, 2004-; Six *et al.*, 2002). Aquest últim impedeix al nou C ser un lloc de nucleació per la formació de nous agregats. Per tant, en alguns ecosistemes excepcionals, no hi pot haver formació d'agregats, per això l'estabilització de nou C es veu impedita. Per contra, les deficiències són freqüents en la majoria d'altres sistemes amb la possibilitat de facilitar un *turnover* ràpid i suficient per estabilitzar nou C.

²¹ Explicat detalladament a l'apartat "1.7. Formació i estabilització d'agregats".

Pel que fa als **processos biòtics** cal remarcar que en general la biota del sòl està més fortament involucrada en el procés d'oclusió de la MO a través dels processos d'agregació que els processos abiòtics (Oades, 1984; Elliott, 1986; Six *et al.*, 2002)²². Per aquesta via, les cèl·lules i secrecions microbianes, els exsudats de les arrels i altres excrecions de la fauna actuen com a agents que cimenten i estan, alhora, oclusos entre els agregats. La unió i mescla entre els grans fragments de les restes vegetals amb les superfícies dels agregats i amb les grans partícules minerals a través de les hifes fúngiques i a través de les arrels produeix l'oclusió de MO entre els macroagregats (Lützow *et al.*, 2006).

Tampoc cal oblidar el paper de la mesofauna, com els cucs de terra, que estableixen la MOS en els seus caus, en les turrícules²³ que produeixen o en les seves boles fecals. Segons Brown *et al.* (2000), el C làbil procedent de microorganismes, restes vegetals i fragments de partícules orgàniques queden protegides físicament a llarg termini en les parets compactes d'aquests caus. També, ingerint terra i passant-la a través dels seus tractes intestinals, remouen les restes vegetals i altres materials orgànics des de la superfície del sòl i ajuden a la seva incorporació en els agregats (Martin, 1991). Brown *et al.* (2000) afegien que tant en les turrícules com en les parets del cau, els abundants recursos de nutrients que hi ha per a la microflora del sòl afavoreixen que continui l'efecte d'agregació produït per l'intestí dels cucs de terra, i que quan aquests s'assequen i s'estabilitzen amb el temps (de dies a setmanes), la descomposició de MO, la mineralització de nutrients i l'activitat microbiana decreix, a causa de la protecció que ofereixen aquestes estructures.

L'oclusió de la MO en micro i macroagregats biogènics ha estat descrita com un procés transitori perquè la MO fresca i grossa (com les arrels i les hifes) és descomposta a partícules de MO més fines (Lützow *et al.*, 2006). Això, a la vegada, ajuda a la formació de microagregats i al lligament per fongs i arrels però el procés no persisteix més d'un any, aproximadament (Oades, 1984). Així, a menys que la MO fresca i grossa es vagi substituint anualment, els efectes vinculants es perden i els macroagregats es trenquen (Oades, 1984, 1993). L'estabilització de la MO entre els macroagregats és molt sensible a les pràctiques de gestió, com s'ha anat reiterant, i està restringida als horitzons del sòl amb un *input* continu de residus. Per tant, en la majoria de sòls, l'estabilització de la MO en els macroagregats està restringida als horitzons superficials (Lützow *et al.*, 2006).

1.6.4. Segrest del carboni segons la mida dels agregats

S'ha observat que la MO s'acumula tant a les fraccions grosses de sòl (Balesdent, 1996) com a les fines (Skjemstad *et al.*, 1994 -citats per Rovira i Vallejo, 2003-). Tot i això, hi ha diferències en la quantitat i qualitat de la MO emmagatzemada a cada mida d'agregat.

Estudis de fraccionament per mida mostren que, com a tendència general, els materials frescos i relativament no descompostos s'acumulen en les fraccions amb mida de sorra, mentre els materials rics en estructures aromàtiques, probablement derivats de la lignina, semblen estar

²² El paper de la biota del sòl en la formació dels agregats es troba àmpliament explicat al punt "1.2.4. Formació, estabilització i trencament d'agregats".

²³ Denominació que s'utilitza per descriure la terra excretada pels lumbríccids i que pot tenir forma granular o cilíndrica.

associats amb les fraccions de llims, i els compostos més altament resistents, rics en C alquílic (normalment lípids) estan associats a les argiles (Skjemstad *et al.*, 1998), és a dir, que la MO químicament recalcitrant també es troba físicament protegida (Rovira i Vallejo, 2003).

Tot i això, la relació treballa també en el sentit oposat, per exemple, els polímers làbils, fàcilment descomponibles amb origen vegetal o microbià, esdevenen estabilitzats a través de la seva protecció en els microagregats, i poden persistir en el sòl a llarg termini (Schmidt *et al.*, 2000; Schmidt i Kögel-Knabner, 2002 -citats per Rovira i Vallejo, 2003-). Altres estudis també indiquen que l'estructura de macroagregat ($> 250 \mu\text{m}$) ofereix una mínima protecció física (Elliott, 1986; Beare *et al.*, 1994), mentre que la MOS està més protegida de la descomposició en els microagregats lliures (per exemple els que no es troben entre els macroagregats, $< 250 \mu\text{m}$) (Besnard *et al.*, 1996) i en els microagregats que es troben entre els macroagregats (Denef *et al.*, 2001; Six *et al.*, 2000).

Jastrow *et al.* (1996) va calcular que el *turnover* del C en els microagregats lliures era de 412 anys, mentre que el *turnover* mitjà pel C associat als macroagregats era només de 140 anys en els primers 10 cm superficials. Molts altres autors confirmen també que el *turnover* de la MO en els macroagregats és més ràpid que en els més petits, com ja s'ha comentat (Six *et al.*, 1998, 2002; Puget *et al.*, 2000), però els mecanismes exactes encara no estan clars (Puget *et al.*, 2000).

Aquests estudis i molts d'altres (Elliott, 1986; Beare *et al.*, 1994; Besnard *et al.*, 1996; Gale *et al.*, 2000; Six *et al.*, 2000) indiquen clarament que l'estabilització del C és major entre els **microagregats lliures** que entre els macroagregats. Tot i això, les dinàmiques dels macroagregats són crucials per la formació de microagregats, i també en l'estabilització de C incorporat a aquests.

A més de l'oclusió física, les diferències en els temps de residència mitjans de la MO oclusa podrien ser un resultat de diferents recalctràncies. Les dinàmiques de la MO en les fraccions d'agregats estan fortament interrelacionades amb el temps de vida dels propis agregats (Besnard *et al.* 1996). Estudis més específics que combinin l'anàlisi de l'estructura de la MO i el temps de renovació de la MO amb les fraccions d'agregats poden ajudar a entendre la contribució de l'oclusió de la MO en l'estabilització del COS (Lützow *et al.*, 2006).

Tot i que l'oclusió del COS en els microagregats és major a la dels **macroagregats**, Lützow *et al.* (2006) formularen el concepte d'encapsulació en macromolècules orgàniques, on es suggereix que la MO làbil està protegida de la degradació per encapsulació en les xarxes de polímers recalcitrants o pseudo-macromolècules húmiques (Knicker *et al.*, 1996). De forma similar, Piccolo (2002) suggeria la protecció hidrofòbica de les molècules làbils a través del domini hidrofòbic de les pseudo-macromolècules húmiques. Aquests aspectes estan extensament discutits per Piccolo (2002) i Knicker (2004), entre d'altres. Tot i això, només hi ha una evidència limitada de l'existència de l'encapsulació de la MO làbil en les pseudo-macromolècules orgàniques als sòls. Piccolo *et al.* (1999) i Spaccini *et al.* (2002) van ser capaços de demostrar que la protecció de la degradació incrementa amb l'augment del caràcter hidrofòbic de l'àcid húmic. Així, Lützow *et al.* (2006) van concloure que la verificació del concepte de la protecció de la MO làbil de la degradació per encapsulació és difícil de demostrar, i es necessiten mesures directes *in situ*, dades empíriques i més recerca futura.

Puget *et al.* (2000), en un estudi centrat en la dinàmica de la MOS i els macroagregats, van comprovar que els macroagregats estables eren més rics en C total i en C més jove (de 6 a 23

anys) que en els inestables. Aquest C més jove comprenia un 50% de PMO, un 20% associada amb fracció de llims i un 30% associada amb partícules d'argila.

Rovira i Vallejo (2003) van trobar que el COS era dominant en les fraccions $> 50 \mu\text{m}$ i que la resta de fraccions eren quantitativament menys importants. En els horitzons més superficials (H i A) la majoria de COS era lliure, mentre que en un horitzó una mica més profund (B) la majoria de CO es trobava protegit.

En resum, l'accessibilitat de la MOS està limitada, en part, per la protecció física del C del sòl. Aquesta depèn, a la vegada, de la resistència estructural del sòl als processos de trencament d'agregats, que es deuen a l'acció de diversos factors hidrològics com la pluja, l'escorrentia superficial o l'elevació del nivell freàtic.

Els mecanismes de formació i estabilització dels agregats del sol, responsables de la protecció física del C al sol, seran tractats al següent apartat, "1.7. Formació i estabilització d'agregats", i es parlarà dels mecanismes que causen desagregació del sòl al punt "1.8. Mecanismes de trencament d'agregats per acció de l'aigua".

1.7. Formació i estabilització d'agregats

1.7.1. Estructura del sòl i estabilitat dels agregats

Tisdall (1996) definia l'estructura d'un sòl com "la disposició de les partícules del sòl i les partícules de sorra, llim i argila, unides juntes en agregats de diferents mides a través de materials orgànics i inorgànics". L'estructura del sòl també pot ser definida en termes de forma i estabilitat (Kay *et al.*, 1988 -citat per Amézketa, 1999-). La forma estructural del sòl fa referència a la disposició heterogènia d'un sòlid i als espais buits que existeixen en un temps determinat, mentre que l'estabilitat de l'estructura d'un sòl és la capacitat dels agregats i porus per retenir aquesta disposició quan està exposat a diferents estressos (Dexter, 1988; Angers i Carter, 1996 -citat per Amézketa, 1999-), per exemple, quan els agregats són humitejats ràpidament (Tisdall, 1996).

L'estabilitat dels agregats i els porus formats entre ells afecten el moviment i l'emmagatzematge de l'aigua, la ventilació, l'erosió, l'activitat biològica i el creixement dels cultius (Tisdall i Oades, 1982, Oades, 1984, Dexter, 1988; Emerson i Greenland, 1990; Tisdall, 1996; Amézketa, 1999). Així, l'estabilitat dels agregats influeix un ampli rang de processos físics i biogeoquímics en els ambients naturals i cultivats. Per tant, mantenir una bona estabilitat en el sòl és essencial per preservar la productivitat del mateix, minimitzar l'erosió i la degradació, i minimitzar la contaminació ambiental derivada de la degradació del sòl (Amézketa, 1999), tenint en compte que el manteniment sostenible dels recursos edàfics a llarg termini és una necessitat primària. Arshad i Coen (1992) van proposar l'estabilitat dels agregats com una de les propietats físiques que poden servir com a indicador de la qualitat del sòl. Hortensius i Welling (1996) el van incloure en les mesures internacionals estàndards per avaluar la qualitat del sòl.

Cal tenir en compte que les mesures de l'estabilitat del sòl també poden servir per estimar altres propietats, com el potencial erosiu i el risc d'encrostament superficial (Emerson i Greenland, 1990; Le Bissonnais, 1996; Barthès i Roose, 2002; Sort, 1997; Ojeda, 2005; Alcañiz *et al.*, 2008).

1.7.2. Evolució de les teories relacionades amb la formació, estabilització i trencament d'agregats

L'agregació del sòl es pot definir com la distribució per mides dels agregats i la seva estabilitat sota humitejament (Metzger i Yaron, 1986). Una altra definició semblant és el procés pel que els agregats de diferents mides s'uneixen a través de diferents materials orgànics i inorgànics, incloent els processos de formació i estabilització (Amézketa, 1999).

En la superfície dels sòls, la MOS és el factor principal responsable de l'estabilitat dels agregats (Metzger i Yaron, 1986)²⁴.

Com que l'estabilitat dels agregats està relacionada positivament amb el contingut de COS (Tisdall i Oades, 1982), es pot esperar que l'adició de materials rics en C, com els fangs EDAR, conduiran a una millora en l'estat d'agregació d'aquest. Efectivament, estudis de camp i de laboratori han mostrat que l'aplicació d'esmenes orgàniques tals com els fangs de depuradora en el sòl induïx un increment en el nombre i la mida dels agregats estables en aigua (Metzger i Yaron, 1986).

El primer model conceptual va ser proposat per Emerson, el 1959, qui afirmava que la MOS incrementava l'estabilitat del sòl unint les partícules d'argila i les de quars. Més tard, el 1977 (-citad per Six *et al.*, 2004-), argumentava que la quantitat de MOS protegida contra la descomposició dels microorganismes és proporcional al que ell anomenava "dominis d'argiles". Les definia com: "un grup de cristalls d'argila que estan orientats i suficientment junts per comportar-se en aigua com una única unitat". Afirmava així que la MOS s'estabilitza entre els dominis d'argila, unida amb lligaments d'Al, Fe i H.

Edwards i Bremner (1967, citats per Six *et al.*, 2004) van proposar el següent pas teòric important: van presentar la teoria dels microagregats en què la seva formació estava prevista com una reacció en fase sòlida entre la MO, metalls polivalents i argiles elèctricament neutres. Rebutjaven el model d'Emerson que deia que els agregats contenien grans de sorra com a blocs de construcció primària. Segons Edwards i Bremner (1967), els únics agregats més estables són la sorra fina i els sediments de la mida dels microagregats (< 250 µm), que consisteixen en complexos d'argila, metalls polivalents i MO. Així, seguint aquest model, els microagregats són formats per enllaços de partícula entre l'argila, un metall polivalent (Fe, Al, Ca) i un complex organometàl·lic (Six *et al.*, 2004). Segons Six *et al.* (2004) és evident que aquestes unitats són equivalents als dominis d'argila d'Emerson. D'altra banda, Edwards i Bremner (1967) afirmaven, com Emerson, que la MO complexada en els microagregats estaria físicament protegida i, per tant, inaccessible als microorganismes (Six *et al.*, 2004).

El concepte de **jerarquia d'agregats** proposat per Tisdall i Oades (1982) és probablement l'avançament teòric més significatiu en el coneixement de les interaccions entre agregats i MOS (Figura 6). En aquest concepte es postula que els diferents agents lligands actuen en diferents nivells o estatges jeràrquics d'agregació. Les partícules primàries lliures i el lim amb mida d'agregats (< 20 µm) estan junts en els microagregats (20-250 µm) a través d'agents lligands persistents (per exemple, MO humificada), òxids i aluminosilicats altament desordenats. Aquests microagregats estables, a la vegada, estan units en macroagregats (> 250 µm) a través d'agents

²⁴ Els efectes de la matèria orgànica en les propietats del sòl seran explicats més àmpliament a l'apartat "1.5. Segrest i estabilització de carboni al sòl".

ligands temporals (com les hifes fúngiques i les arrels) i transitoris (com els polisacàrids derivats de plantes²⁵ i els microorganismes).

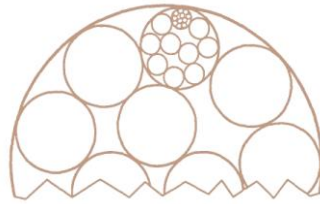


Figura 6. Model de jerarquia d'agregats proposat per Tisdall i Oades (1982). Font: Oades (1993).

Dos anys després de la publicació de la teoria explicada, Oades (1984) postulava d'altra banda que les arrels i les hifes mantenint junts els macroagregats, serveixen de nucli per la formació de microagregats en el centre del macroagregat. Donat que, fins aquell moment, es creia que els agregats es formen seqüencialment, és a dir, que primer es formen els microagregats lliurement i després serveixen com a blocs constructors per la formació de macroagregats (Tisdall i Oades, 1992), aquesta petita modificació en el concepte de jerarquia en la construcció dels agregats, adquiriria molta importància posteriorment. Oades (1984) va indicar que donat que les arrels i les hifes són agents lligands temporals, no persisteixen i es descomponen en fragments, i que aquests, recoberts amb mucíl·lags produïts durant la descomposició, esdevenen incrustats amb les argiles, donant per resultat l'inici d'un microagregat dins del macroagregat (Six *et al.*, 2004).

D'aquest ordre jeràrquic n'esdevenen tres conseqüències (Six *et al.*, 2004):

1) Un trencament gradual dels macroagregats a microagregats abans de dissociar-se en partícules primàries, a mesura que s'incrementa l'energia dispersiva aplicada al sòl (Oades i Waters, 1991, Six *et al.*, 2000).

2) Un increment de concentració de C amb l'augment de mida d'agregat, ja que els agregats de mida major es componen d'agregats de mida menor i agents lligands orgànics (Elliott, 1986).

3) MO més jove i més làbil es troba en els macroagregats en comparació als microagregats (Elliott, 1986; Jastrow, 1996). Així, l'estabilitat dels microagregats és major i menys dependent de les pràctiques i gestió agrícoles que l'estabilitat dels macroagregats (Elliott, 1986; Six *et al.*, 2004).

Hadas (1987) va formular una teoria molt semblant a la de la jerarquia d'agregats de Tisdall i Oades (1982). Segons aquesta, cada nivell té una resistència interna característica i una estructura, que disminueixen i incrementen, respectivament, en relació a l'ordre jeràrquic consecutiu. Això implica que els materials d'un ordre jeràrquic inferior actuen com a lligands entre les cel·les del sòl, i així diferenciava la jerarquia primària, secundària, terciària, etc. Dexter (1988), en aquest context va definir una bona estructura del sòl com "aquella on tots els ordres jeràrquics estan ben desenvolupats i són estables contra l'acció de l'aigua i dels estressos mecànics externs". A més, basat en aquesta teoria de Hadas (1987), va formular el principi d'exclusió de porositat, de manera similar com ja havia fet Currie (1966, citat per Dexter, 1988). Aquest principi declara que els agregats d'un ordre jeràrquic inferior contenen microporos

²⁵ Tot i això, es creu que els polisacàrids majoritàriament exerceixen la seva capacitat lligand en una escala <50 µm entre els macroagregats (Six *et al.*, 2004).

menors que els agregats d'un ordre jeràrquic major. Així, l'agregació produeix porus d'acord a la mida dels elements involucrats en ella. Per tant, els microagregats seran més estables que els macroagregats, ja que es requerirà més energia per trencar-los, al contenir porus més petits. Així, segons aquesta argumentació, els compostos estabilitzadors orgànics i inorgànics amb les seves petites dimensions són capaços d'estabilitzar els microagregats, però les arrels i les hifes hauran d'actuar com a agents lligands entre partícules separades per distàncies majors o porus.

Oades i Waters (1991) van desenvolupar, més tard, una altra teoria basada en la jerarquia dels agregats. Van utilitzar aquesta línia de raonament per mesurar la distribució estable dels agregats en aigua d'un sòl després de ser exposat a un gradient d'energia dispersiva creixent: 1) humitejament lent, 2) humitejament ràpid, 3) 16 h d'agitació, i 4) ultrasons. Després d'aplicar la metodologia van concloure que la jerarquia d'agregats existeix en sòls on la formació i estabilització d'agregats ocorren directament per la MO però no es troba en sòls rics en òxids. En aquests, els òxids són els agents lligands dominants²⁶, en comptes dels materials orgànics, i disminueixen l'expressió d'una jerarquia d'agregat.

En una sèrie d'estudis, Golchin *et al.* (1994, 1995) van reunir resultats corroboratius per un model conceptual d'interaccions entre la MO, la biota del sòl i les partícules primàries que porten a la formació, estabilització i degradació de microagregats. Van proposar que quan el material vegetal fresc (com els residus superficials o les arrels) entren al sòl, indueix la formació dels agregats perquè estimula la producció d'agents lligands derivats dels microorganismes al ser una font de C per l'activitat microbiana. Durant la descomposició, els fragments de material vegetal o les PMO esdevenen gradualment incrustades amb les partícules d'argila i els productes microbians per formar el nucli de microagregats estables. Els mucíl·lags i metabòlits microbians impregnen posteriorment la crosta mineral que envolta els nuclis orgànics, encara en descomposició, per formar microagregats, aleshores, molt estables. Finalment, els nuclis orgànics s'empobreixen de MOS disponible resultant en un cessament de l'activitat microbiana, i per tant també de la producció de mucíl·lags. La detenció de producció d'agents lligands i el seu ús com a substrat dona lloc a una pèrdua d'estabilitat dels microagregats.

Beare *et al.* (1994) i Jastrow (1996), d'acord amb el procés descrit per Golchin *et al.* (1994), van presentar alguns resultats que corroboraven la formació de microagregats entre els macroagregats (Oades, 1994), però la dada quantitativa més convincent va ser presentada per Angers *et al.* (1997). Experimentalment van demostrar una redistribució de C des dels macroagregats cap als microagregats en el temps, que clarament indica un ordre jeràrquic en la formació. Després aquest C s'allibera quan es trenquen els macroagregats (Six *et al.*, 2004). En la Figura 7 s'hi representen els diferents compartiments de C en microagregats i macroagregats.

²⁶ Veure més a l'apartat "4) Els agents lligands orgànics: òxids i calci", dins "1.7.3. Altres factors principals que controlen la macroagregació i la microagregació".

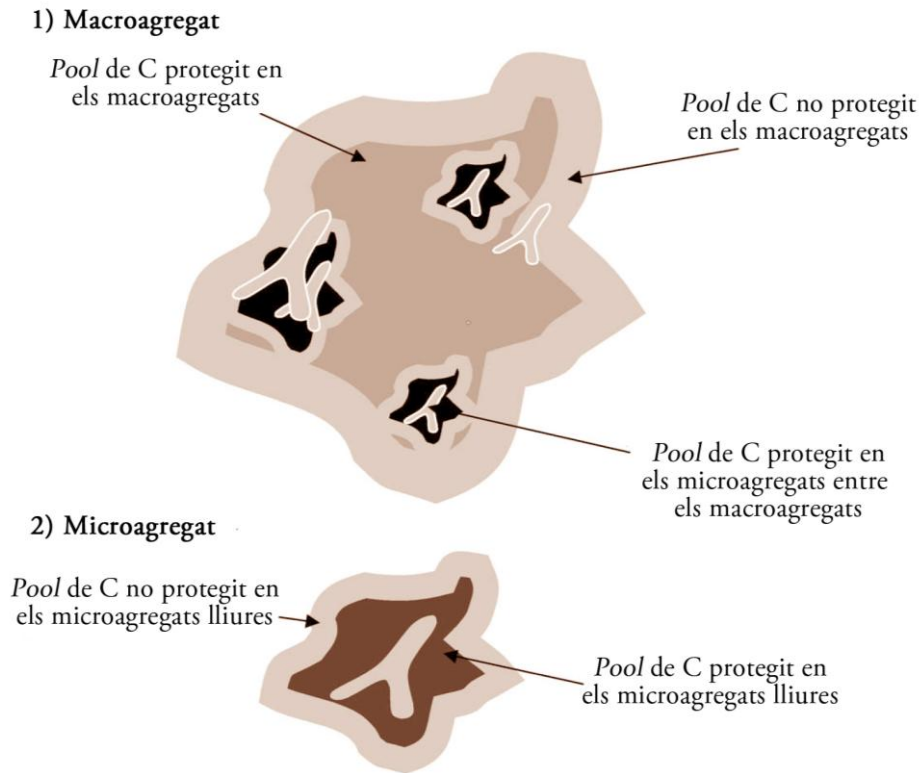


Figura 7. Esquema dels diferents compartiments de C en microagregats i macroagregats.

Font: Bossuyt *et al.* (2005).

Des dels resultats d'Angers *et al.* (1997), nombrosos estudis han proposat petites variants de models conceptuals presentant el rol de la MOS i especialment de les PMO en la formació dels microagregats entre els macroagregats (Jastrow i Miller, 1998; Six *et al.*, 1998; Gale *et al.*, 2000; Puget *et al.*, 2000). En aquests, s'emfatitza que les PMO derivades de les arrels juguen un rol important en la formació de microagregats (Gale *et al.*, 2000; Wander i Yang, 2000; Puget i Drinkwater, 2001) i que la formació de microagregats és crucial per l'emmagatzematge i l'estabilització del C al sòl a llarg termini (Jastrow i Miller, 1998; Six *et al.*, 1998; Gale *et al.*, 2000).

Basat en els resultats comentats sobre les **PMO** i les **dinàmiques dels macro i microagregats** i altres dades recollides, Six *et al.* (1998) van concloure que una pertorbació produïda en el temps de renovació dels macroagregats inhibeix la formació de microagregats entre els macroagregats. En el **model** que van desenvolupar, la taxa de formació de macro i microagregats, estabilització i degradació estan directament relacionades amb les dinàmiques del C contingut a les PMO.

El model (Figura 29, a l'annex), mostra que seguint la incorporació de residu fresc en el sòl, els fongs del sòl i altres microorganismes utilitzen el C més fàcilment disponible i produeixen mucíl·lags que resulten en la formació de macroagregats (250-2000 μm) al voltant de les PMO grosses (> 250 μm) d'entre els agregats (iPMO grosses) (t_1). Aquests iPMO grosses són descompostes i fragmentades en iPMO fines (t_1 a t_2). Aquest procés parteix de la comprovació del fet que la descomposició causa un decreixement en la mida d'una PMO (Guggenberger *et al.*, 1994) i que les iPMO fines són més antigues que les iPMO grosses (Six *et al.*, 1998, 2000). Conseqüentment, s'espera que les concentracions de iPMO fines incrementin amb l'edat dels

macroagregats. Per tant, una abundància de macroagregats antics suggereix un temps de renovació més lent i la taxa de iPMO fines a iPMO grosses entre els macroagregats es pot usar com una mesura relativa del temps de renovació dels macroagregats. A mesura que les iPMO fines es formen, gradualment esdevenen incrustades amb les partícules d'argila i els productes microbians (t_2 a t_3) per formar el nucli orgànic estabilitzat d'un nou microagregat, desenvolupat entre el macroagregat (Six *et al.*, 1998, 1999, 2000). L'últim procés s'escurça si el temps de renovació del macroagregat es veu incrementat per per pertorbacions, resultant en un segrest de C reduït (Six *et al.*, 2000, 2004). Eventualment, els agents lligands dels macroagregats es degraden. Això provoca una pèrdua d'estabilitat dels macroagregats (t_4) i, alhora, la formació de microagregats estables. Aquests microagregats estables serveixen com a blocs constructors pel pròxim cicle de formació de macroagregats (Tisdall i Oades, 1982)²⁷.

Tisdall (1991) va exposar, com a resum, que els microagregats del sòl són altament estables, tot i que en el camp poden ser dispersats per pluges fortes. D'altra banda, els macroagregats són fàcilment trencats quan s'humitegen ràpidament o són sacsejats (Tisdall, 1996).

Six *et al.* (1998) van concloure, de manera similar a molts altres autors (Elliott, 1986; Puget *et al.*, 1995; Jastrow, 1996; Jastrow i Miller, 1998; Gale *et al.*, 2000), que els microagregats són les unitats estructurals en el sòl on la MOS està estabilitzada predominantment a llarg termini, i que el balanç entre la formació i el trencament dels macroagregats determina el temps de renovació dels macroagregats, tenint un efecte indirecte en la formació dels microagregats.

1.7.3. Altres factors principals que controlen la macroagregació i la microagregació

La formació de l'estructura del sòl involucra les forces físiques de compressió i expansió causades pels canvis en l'estat de l'aigua del sòl (i controlades principalment pel contingut d'argiles del sòl), cicles de congelació i descongelació, la pràctica de cultiu, o el moviment de la biota del sòl (Oades, 1993). La formació dels agregats del sòl i els factors involucrats (donant un paper molt rellevant a la MOS) és un tema extensament estudiat, i les teories que s'han formulat al respecte es remunten aproximadament al 1950, com s'ha explicat. Tot i això, els factors majoritaris que juguen un rol en la formació dels agregats i la seva estabilització ja es trobaven identificats abans del 1950. Aleshores, ja estava clar que els següents factors influeixen l'agregació del sòl (Six *et al.*, 2004) (Figura 8):

- 1) La fauna del sòl**
- 2) Els microorganismes del sòl**
- 3) Les arrels**
- 4) Els agents lligands inorgànics**
- 5) Les variables ambientals**

²⁷ A l'annex tal s'ha adjuntat una imatge del diferents tipus de macroagregats, formats biòtica o abiòticament.

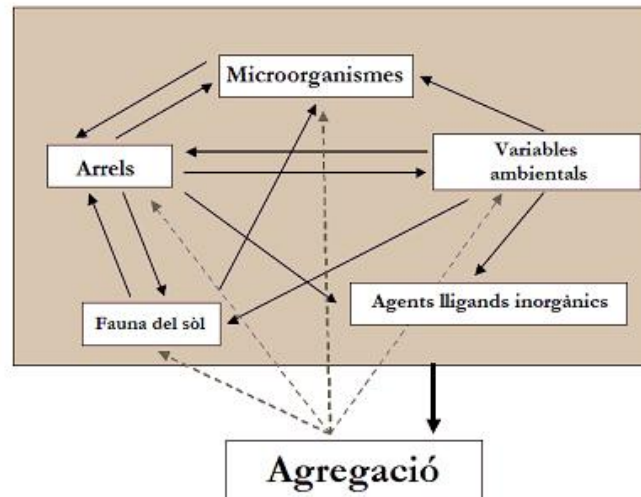


Figura 8. La multiplicitat d'interaccions i retroalimentacions entre els cinc majors factors que condicionen la formació i estabilització dels agregats. Font: modificat de Six *et al.* (2004).

L'impacte d'aquests cinc factors en l'agregació, i la interacció i les reaccions entre ells es troben ben descrits en algunes revisions publicades en la dècada del '50 i principis dels '60 (Six *et al.*, 2004):

- Martin *et al.* (1955), descripció en detall de la influència positiva dels residus orgànics, l'activitat microbiana i els cations intercanviables, entre d'altres, en l'agregació del sòl.
- Hénin *et al.* (1958), estudi de diferents metodologies per mesurar l'estabilitat dels agregats i usar-les per desenvolupar un índex d'inestabilitat relacionat amb les funcions del sòl.
- Greenland (1965), descripció de les interaccions entre les argiles i els components orgànics.
- Harris *et al.* (1966), enfocament dels factors biològics i ambientals, com són afectats per les pràctiques d'agricultura, i explicació de les reaccions químiques involucrades en la formació dels agregats.
- Kemper i Koch (1966), quantificació les relacions entre aquests factors i l'estabilitat dels agregats.

Cal tenir en compte que hi ha altres autors que han classificat els diferents agents que poden influir en l'agregació de diferents maneres. Per exemple, Amézketa (1999) els dividia entre factors interns al sòl (o característiques primàries del sòl) i factors externs. Així, en el primer grup quedaven agrupats: els electròlits (concentració, conductivitat elèctrica, tipus de cations, taxa d'absorció de sodi, pH, etc.); la mineralogia de les argiles; CaCO_3 i guix; MO; i òxids de Fe i Al. En els factors externs distingeix: el clima; l'edat del sòl; els factors biològics (les arrels, els microorganismes del sòl i la fauna del sòl); i la gestió de l'agricultura (llaurada, irrigació, esmenes de MO, tipus de cultiu i rotació, esmenes químiques i condicionants sintètics).

Oades (1993) afirmava que és necessari distingir clarament entre les forces o els agents que creen agregats d'aquells que els estableixen. Així, segons Oades (1993), les majors forces involucrades en la formació de l'estructura són físiques, mentre que l'estabilització dels agregats del sòl ve donada principalment per la biota del sòl. D'aquesta manera, en la majoria de casos, l'estructura es forma per uns processos i s'estabilitza per altres.

En el present apartat s'agrupa la informació seguint la classificació de Six *et al.* (2004) i afegint un altre apartat que cal considerar en l'agregació del sòl: 6) les característiques i ús del sòl.

1) **La fauna del sòl: cucs de terra, tèrmits i formigues**

La formació de l'estructura es pot donar directament quan la fauna més gran ingesta sòl i l'excreta en forma de turrícules o petites boles fecals, i quan les arrels, cucs de terra, tèrmits, formigues, aranyes i larves d'escarabats formen bioporus. En segons quins sòls, però, les partícules són massa grans per ser mogudes per la mesofauna i per això aquesta no sempre es considera important en la formació d'estructura (Lee i Foster, 1991; Oades, 1993).

Lee i Foster (1991) destacaven que la fauna del sòl produeix efectes significatius sobre l'estructura del sòl, principalment els grups invertebrats més grans, que es distribueixen àmpliament i, en general, en grans quantitats. D'aquests grups afirmava que els més importants són els cucs de terra, els tèrmits i les formigues. És per això que tot seguit s'exposa el paper dels cucs de terra (en representació al paper que podrien desenvolupar organismes similars) i els dos exemples de mesofauna: els tèrmits i les formigues.

La importància dels **cucs de terra** en els sistemes del sòl i en la formació de la seva estructura ha estat reconeguda des del temps de Charles Darwin (s.XIX). En el seu llibre *The formation of vegetable mould, through the action of worms with observations on their habits* (*La formació de motllos vegetals, a través de l'acció dels cucs amb observacions dels seus hàbitats*) (1881), Darwin descrivia les partícules fines del sòl de color fosc “que cobreixen tota la superfície del sòl en tots els països moderadament humits” com a “terra vegetal” o “terra humífera” (“*vegetable mould*”). Va declarar que aquesta terra humífera havia passat diverses vegades a través dels canals intestinals dels cucs de terra i aleshores haurien de ser anomenats millor com a “humus animal” (“*animal mould*”). Després de Darwin, molts més recercadors es van focalitzar en l'activitat dels cucs de terra en els ecosistemes edàfics (Six *et al.*, 2004).

Un interès especial ha tingut el rol dels cucs de terra en la formació i estabilització dels agregats i en el cicle de nutrients. Brown *et al.* (2000) va definir la “*drilosphere*” com el volum de sòl que es troba sota la influència dels cucs de terra, trobant-se sobretot al voltant de les fonts de MO, remarcant així la importància del paper d'aquests en el sòl. Alguns investigadors han declarat que més d'un 50% dels agregats de la superfície del sòl en pastures de climes temperats són turrícules (Ponomareva, 1950; Van de Westeringh, 1972 -citats per Six *et al.*, 2004-) i un 100% en altres tipus de sòl com els boscos de la sabana (Lavelle, 1978 -citats per Six *et al.*, 2004-).

Hi ha dues maneres en què els cucs de terra influeixen en els agregats del sòl (Oades, 1993; Six *et al.*, 2004):

- **Formant caus:** la pressió exercida pels cucs i la mucositat alliberada (Edwards i Bohlen, 1996 -citats per Six *et al.*, 2004-) a les parets del cau formen una estructura estable (Lee i Foster, 1991; Brown *et al.*, 2000).

- **Formant turrícules o boles fecals:** els cucs de terra ingereixen la MOS, la mesclen amb material inorgànic del sòl, passen la barreja a través del seu intestí i l'excreten com un motlle (Lee i Foster, 1991; Oades, 1993; Six *et al.*, 2004).

L'activitat dels cucs de terra no només afavoreix la formació de macroagregats²⁸, també de microagregats (Shipitalo i Protz, 1989; Barois *et al.*, 1993). Shipitalo i Protz (1989), per exemple, van presentar un model per la formació dels microagregats entre les turrícules de cuc. La ingestió de sòl i de restes amb la subseqüent peristalsis amb que avancen els cucs de terra fragmenta les restes orgàniques i destrueix completament la microestructura preexistent d'un sòl (Shipitalo i Protz, 1989; Lee i Foster, 1991). Durant el trànsit intestinal, els minerals d'argila i els materials orgànics es barregen íntimament i esdevenen incrustats amb la mucositat per crear nous nuclis per la formació de microagregats. Dins les turrícules, l'asseccament i l'envelliment faciliten l'enfortiment dels vincles entre els materials orgànics, la mucositat i els minerals per estabilitzar els microagregats novament formats (Shipitalo i Protz, 1989). Pulleman *et al.*, 2004 va demostrar que els microagregats presents entre macroagregats formats biogènicament contenen majors quantitats de PMO fines ocluses que els microagregats presents entre macroagregats formats físicament. Per tant, els cucs de terra tenen un impacte en la formació dels microagregats i en l'estabilització de nou C dins dels mateixos (Bossuyt *et al.*, 2005). Shipitalo i Protz (1988), però, remarcaven que els cucs de terra només milloren l'estabilitat dels agregats si les turrícules estan molles o són velles, i aquesta estabilitat depèn de la qualitat de la MOS ingerida i dels hàbits alimentaris del cuc (Shipitalo i Protz, 1989; Lee i Foster, 1991; Six *et al.*, 2004).

S'ha de tenir en compte que no totes les espècies de cucs de terra tenen el mateix grau d'influència en l'agregació i la dinàmica de MOS. Les diferents categories es divideixen segons les seves estratègies alimentàries o de formació de caus. Bouché (1977, citat per Six *et al.*, 2004) va reconèixer tres grups morfo-ecològics:

1) Espècies epigees, que viuen a la superfície del sòl mineral i la seva activitat gairebé no té efecte en l'estructura del sòl o l'agregació.

2) Espècies anèciques, que viuen en petites cavitats en el sòl mineral i porten fulles mortes de la superfície del sòl a les seves cavitats per alimentar-se (Lee, 1985 -citat per Six *et al.*, 2004-), i així poden formar estructures organominerals estables; a més, les grans xarxes de coves que formen també contribueixen a la formació i estabilització d'agregats.

3) Espècies endogèiques, que viuen en els horitzons minerals del sòl i s'alimenten de sòl enriquert amb MO: són considerats els majors agents d'agregació i estabilització de MOS (Lavelle i Spain, 2001 -citats per Six *et al.*, 2004-).

Lee i Foster (1991) van suggerir que una barreja d'espècies de cucs de terra anècics i endogèics és la més beneficiosa per una bona estructura del sòl.

El rol dels **tèrmits** en la construcció estructural és també important en aquells sòls on són abundants, i també algunes espècies influeixen l'estabilitat estructural, especialment en la seva microestructura (Lee i Foster, 1991; Jungerius *et al.*, 1999), millorant sobretot la conductivitat hidràulica i les taxes d'infiltració (Holt i Lepage, 2000). La influència en l'agregació del el sòl tant dels tèrmits com de les formigues és més notable en regions tropicals i temperades (Lee i Foster, 1991).

Els tèrmits que s'alimenten de sòl formen microagregats passant el material ingerit a través del sistema intestinal i dipositant-lo com a petites boles fecals (tot i que no són gaire estables), de

²⁸ A l'annex s'ha adjuntat una imatge (Figura 30) del diferents tipus de macroagregats, formats biòtica o abiòticament.

manera similar als cucs de terra, o barrejant el sòl amb la saliva -o altres fluids externs- usant les seves mandíbules (Jungerius *et al.*, 1999; Holt i Lepage, 2000). També contribueixen a l'estabilitat del sòl estimulants l'activitat microbiana (en els seus monticles) (Holt i Lepage, 2000).

Jungerius *et al.* (1999) destaquen com la construcció dels monticles de tèrmits juguen un paper en l'agregació del sòl, ja que primer el desagreguen per transportar els microagregats a la superfície, després els cimenten per formar el niu i, quan aquest és abandonat, es desintegra mitjançant mecanismes naturals (com l'acció de la pluja) o pel pas de les formigues. De totes maneres, per investigar la capacitat estructural real i més detallada dels tèrmits fa falta una investigació més profunda (Six *et al.*, 2004).

L'acció de les **formigues** sobre l'estabilitat dels agregats és semblant a la dels tèrmits: també transporten el material per construir els seus nius amb les seves mandíbules (Sudd, 1968 - citat per Jungerius *et al.*, 1999-; Brown *et al.*, 2000). Tot i això, les partícules transportades per les formigues contenen més MO i són d'una mida major (Jungerius *et al.*, 1999). També, contribueixen a l'agregació del sòl mitjançant les seves boles fecals, que són granulars i fonamentalment orgàniques, tot i que també poden incloure material mineral (Lee i Foster, 1991).

D'aquesta manera, les formigues alteren les propietats físiques i químiques del sòl i també els processos biològics que s'hi duen a terme, i no ho fan només a petita escala, sinó també a escala d'ecosistema. A escala menor produeixen canvis en la textura del sòl, rebaixen la densitat aparent i incrementen la infiltració. Tot i que pocs estudis han investigat l'efecte de les formigues sobre l'estructura i l'estabilitat del sòl, tots han conclòs que aquestes propietats es veuen millorades. A una escala major, hi ha poca informació disponible, però es pot afirmar que l'activitat de les formigues incrementa l'heterogeneïtat de les taxes d'infiltració al sòl i les concentracions de nutrients, que té, a la vegada, conseqüències per a la redistribució dels sediments i els nutrients pels processos geomorfològics i biòtics (Cammeraat i Risch, 2008).

2) Els microorganismes del sòl

La contribució de l'activitat microbiana en la formació, estabilització i eventualment degradació d'agregats, ha estat extensament estudiada (per exemple, Oades, 1993; Degens, 1997). La població microbiana desenvolupada en els substrats orgànics és responsable fonamentalment de la formació i estabilització dels agregats (Metzger i Yaron, 1986), en concret, dels canvis a curt termini en la macroagregació, a través de la producció i consum de components orgànics làbils (Tisdall i Oades, 1982; Oades, 1984). Així, el vincle entre els microorganismes i l'agregació està confirmat, i la biomassa microbiana i els carbohidrats solubles han estat correlacionats en diversos graus amb l'agregació (Degens, 1997). Els agents potencialment lligands entre les partícules minerals del sòl poden incloure microorganismes filamentosos (com les hifes fúngiques, que actuen de manera similar a les arrels²⁹ (Degens, 1997)) i els metabòlits produïts pels descomponedors, entre d'altres (Guidi, 1981; Morel i Guckert, 1983 -citats per Metzger i Yaron, 1986-).

²⁹ Veure a l'apartat "3) Les arrels".

Aquests graus de correlació entre l'agregació i la biomassa microbiana o els productes microbians estan relacionats segons Six *et al.* (2004) amb:

1) Les diferents escales (macro - micro) d'influència dels fongs envers les bacteries. El miceli del fong ha estat descrit com una "bossa de cordills enganxosos" (*"sticky string bag"*), perquè embolica les partícules entre les xarxes d'hifes i les cementa a través de la producció de polisacàrids extracel·lulars (Oades i Waters, 1991). Aquest lligam de les partícules és el major factor en la formació de macroagregats (Tisdall *et al.*, 1997; Bossuyt *et al.*, 2001). Per contra, la producció de mucíl·lages per bacteries i fongs millora només la formació de microagregats (Chenu, 1989; Oades, 1993).

2) La textura del sòl: en els sòls amb textura sorrenca grossa, l'agregació està poc relacionada amb la biomassa i els productes microbians (Degens *et al.*, 1994), perquè només les xarxes d'hifes poden travessar les partícules sorrenques per formar agregats estables; en sòls argilosos, d'altra banda, tant les bacteries com els fongs tenen un paper en l'agregació (Six *et al.*, 2004).

3) La mineralogia del sòl: Deneff i Six (2005) van comprovar que en un mol·lisòl dominat per argiles 2:1 s'hi observava una relació entre agregació i biomassa microbiana; en canvi, en un oxisòl, dominat per caolinita i òxids, l'agregació és independent de la biomassa microbiana. Aquests resultats poden ser conseqüència del fet que en sòls rics en òxids, els agents lligands dominants són els òxids, com es comenta en l'apartat corresponent (Oades i Waters, 1991; Rhoton *et al.*, 1998).

A part de la relació entre els microorganismes i la formació d'agregats, és important destacar el grau amb què l'estructura dels microagregats condiciona la comunitat microbiana que, en contrast amb l'abundància de coneixement sobre l'impacte de l'activitat microbiana en la microagregació, és molt menys conegut (Six *et al.*, 2004). Alguns estudis han informat sobre la compartimentació espacial dels protozoos i les bacteries entre els agregats (Vargas i Hattori, 1986; Hattori, 1988). Tots els estudis al respecte indiquen que les característiques fisicoquímiques dels microagregats determinen l'ecologia de les diverses poblacions de microorganismes i per això es necessiten més investigacions sobre les funcions biològiques dels microorganismes en els microagregats (Six *et al.*, 2004).

3) Les arrels

La influència de les arrels i les plantes en general en l'estructura del sòl ha estat estudiada sobretot per Degens (1997) i Angers i Caron (1998). Els processos relacionats amb les arrels que afecten l'estructura del sòl es poden agrupar en cinc categories (Tisdall i Oades, 1982; Pojasok i Kay, 1990 -citada per Amézqueta, 1999-; Oades, 1993; Tisdall, 1996; Angers i Caron, 1998; Six *et al.*, 2004):

- 1) penetració de les arrels i formació de xarxes,
- 2) canvi en el règim hídric del sòl,
- 3) exsudació de les arrels (efectes en la rizosfera),
- 4) descomposició de les arrels mortes, i
- 5) embolcallament amb les arrels

1) Les arrels, al penetrar al sòl durant el seu creixement duent a terme una acció compressiva, que disminueix la porositat del sòl en la zona del voltant de les arrels i reorienta les partícules d'argila a la seva superfície (Dorioz *et al.*, 1993), i aquestes modificacions indueixen la formació de microagregats. D'altra banda, té lloc un decreixement de la macroagregació, que es deu parcialment a l'efecte penetrant de les arrels en els macroporus (Materchera *et al.*, 1994; Monroe i Kladvko, 1987; Reid i Goss, 1982). Angers i Caron (1998) també destacaven l'efecte dels sistemes de la majoria d'espècies vegetals que formen una **densa xarxa d'arrels** en els sòls, contribuint a l'estabilització generalitzada del sòl.

De tota la informació disponible al respecte Six *et al.* (2004) conclouen que la penetració de les arrels fa disminuir la proporció de macroagregats relativament inestables però incrementa la de microagregats relativament estables. Tot i això, cal tenir en compte que diferències en l'arquitectura de l'arrel (com la seva amplada o el grau de ramificació) determinen la influència de la penetració de les arrels en l'agregació (Carter *et al.*, 1994).

2) Les arrels de les plantes també influencien l'agregació a través de la modificació de l'estat de l'aigua del sòl de diferents maneres. Primer, l'extracció d'aigua de la planta causa un assecament localitzat del sòl, que promou el lligament dels exsudats de l'arrel amb les partícules d'argila (Reid i Goss, 1982). Segon, l'exsudació de l'arrel redueix la taxa d'humitejament taponant els porus i incrementant la seva tortuositat, reduint l'*slaking*³⁰ dels agregats (Caron *et al.*, 1996). Tercer, l'aigua flueix preferentment a través de les arrels vives degut a la presència d'una capa saturada d'aigua al llarg de les arrels. Tots aquests processos condueixen a un canvi en la freqüència i amplitud dels cicles d'assecament-humitejament (Reid i Goss, 1982; Materchera *et al.*, 1994).

3) També cal tenir en compte que les arrels alliberen material orgànic descomponible a la rizosfera (Tisdall i Oades, 1982; Oades, 1993; Tisdall, 1996), afectant directa i indirectament* l'estructura del sòl (Angers i Caron, 1998). Els mucíl·lags produïts per les arrels ajunten les partícules del sòl (Morel *et al.*, 1991), tot i que aquest efecte depèn del contingut d'argiles (a més contingut, més dies dura) (Morel *et al.*, 1991; Traore *et al.*, 2000). A més, deixen anar **cations polivalents**, incrementant les concentracions dels ions en solució (Pojasok i Kay, 1990 -citats per Amézketa, 1999-).

4) De manera similar*, l'estructura del sòl es veu promoguda durant la **descomposició de les arrels mortes** (Tisdall i Oades, 1982; Oades, 1993; Tisdall, 1996), ja que constitueix una font de C (Angers i Caron, 1998).

*Així, els últims dos punts ajuden a sostenir una població de microorganismes abundant al voltant de la rizosfera, de la mateixa manera que proporcionen aliment a la fauna del sòl, com els cucs de terra i la mesofauna. D'aquesta manera, s'indueix indirectament l'agregació del sòl, com s'ha comentat (Tisdall i Oades, 1982; Oades, 1993; Tisdall, 1996; Angers i Caron, 1998).

³⁰ Veure l'apartat "1.8. Mecanismes de trencament d'agregats per acció de l'aigua".

5) L'embolcallament de les partícules per les arrels per formar i estabilitzar macroagregats s'ha emfatitzat en molts estudis (per exemple Tisdall i Oades, 1982; Miller i Jastrow, 1990; Jastrow *et al.*, 1998). Tot i això, la influència de l'embolcallament envers l'exsudació de les arrels i dels fongs micorrízics és difícil de separar. Mentre alguns autors afirmen que tant els fongs com les arrels incrementen l'agregació (Andrade *et al.*, 1998), d'altres afirmen que l'efecte de les arrels en l'agregació es deu principalment als exsudats dels fongs micorrízics (per exemple, Rilling *et al.*, 2002).

Finalment, Bearden i Petersen (2000) i Oades (1993) apunten que els mecanismes d'estabilització dels agregats depenen de la mida dels agregats: la formació d'agregats entre 1 i 2 mm s'associa amb els exsudats de les arrels, de les hifes i de les bacteries, així com amb els cucs de terra i la longitud de les hifes; i les arrels i les hifes associades es troben involucrades en la formació d'agregats majors a 2 mm.

4) Els agents lligands inorgànics: òxids i calci

Els **òxids** han estat declarats els agents lligands dominants en els sòls rics en òxids (Oades i Waters, 1991; Rhoton *et al.*, 1998) i el seu efecte en l'agregació i l'estabilització de la MOS ha estat emfatitzat en molts estudis (com Oades *et al.*, 1989; -citats per Six *et al.*, 2004-; Six *et al.*, 2002). La forta agregació en oxisòls sovint s'atribueix a la presència d'alumini lliure o compostos de ferro, tot i que alguns estudis a oxisòls de Brasil han suggerit que els minerals d'òxids de ferro no necessàriament juguen un rol en l'agregació (Muggler *et al.*, 1999).

Els òxids poden actuar com agents lligands de tres maneres:

- 1) absorbint materials orgànics en la seva superfície (Oades *et al.*, 1989 -citats per Six *et al.*, 2004-),
- 2) formant lligands electrostàtics entre les seves càrregues positives i les negatives dels minerals d'argila (El-Swaify i Emerson, 1975 -citats per Six *et al.*, 2004-), i
- 3) una capa d'òxids en la superfície dels minerals forma ponts entre les partícules primàries i secundàries (Muggler *et al.*, 1999).

L'últim procés és probablement el principal responsable per una millor estabilitat dels macroagregats en oxisòls comparat amb els sòls temperats amb nivells més baixos d'òxids (Six *et al.*, 2004).

L'efecte agregant dels òxids és majoritàriament a nivell de microagregats (Oades *et al.*, 1989 -citats per Six *et al.*, 2004-; Igwe *et al.*, 1999; Muggler *et al.*, 1999), tot i que la macroagregació també ha estat relacionada amb el contingut d'òxids (Arduino *et al.*, 1989; Imhoff *et al.*, 2002). A més, Muggler *et al.* (1999) van arribar a la conclusió que aquest efecte agregant depèn de la formació i la mineralogia del ferro.

S'accepta generalment que **el calci** és un element crític per a l'estabilització de la MOS i els agregats pel seu rol en la formació de complexos d'argila, cations polivalents i MO (Peele, 1936; Myers, 1937; Peterson, 1947 -citats per Six *et al.*, 2004-; Muneer i Oades, 1989; Clough i Skjemstad, 2000). Els carbonats del sòl usualment funcionen com una font de cations Ca^{2+} , que ajuden a floccular les partícules d'argila (Emerson i Greenland, 1990).

El seu efecte estabilitzador s'observa sobretot en el nivell de microagregats, ja que exerceix la seva influència a l'escala de complexos organominerals (Grant *et al.*, 1992; Baldock *et al.*, 1994),

però sí que pot incrementar la macroagregació a través de l'estimulació de l'activitat microbiana en sòls àcids neutralitzant el pH del sòl (Emerson i Greenland, 1990; Chan i Heenan, 1999). A més, cal afegir que els àcids poden incrementar la càrrega negativa efectiva de les argiles i causar dispersió de les mateixes (Emerson i Greenland, 1990), efecte que es veu compensat amb la presència de calci al sòl.

Tot i això, com a cas particular, a l'aplicar calç en sòls de càrrega visible s'observa primer un decreixement temporal en l'estabilitat d'agregats (Ghani *et al.*, 1955; Roth i Pavan, 1991; Chan i Heenan, 1998 -citats per Six *et al.*, 2004-). Això es deu a l'increment de pH que provoca l'aplicació, que condueix a un increment de les càrregues negatives, provocant dispersió (Roth i Pavan, 1991; Chan i Heenan, 1998).

Amb tot, es considera que el procés de lligament del calci és el factor dominant per l'efecte positiu a llarg termini en l'estabilitat estructural d'un sòl (Six *et al.*, 2004).

5) Les variables ambientals: cicles de congelació-descongelació, cicles d'asseccament-humitejament i foc

Ha estat observat per molts autors que les **gelades** condueixen al trencament (Chepil, 1954; Sillanpaa i Webber, 1961 -citats per Six *et al.*, 2004-; Edwards, 1991) i també a la formació d'agregats del sòl (Bisal i Nielsen, 1964 -citats per Six *et al.*, 2004-; Bryan, 1971; Lehrsch *et al.*, 1991; Lehrsch, 1998), depenent de la seva estabilitat original i dels nivells de MO del sòl (Chaney i Swift, 1986). Aquests canvis estructurals induïts pel gel no són uniformes: en les parts que queden humides es trenquen els agregats perquè els cristalls de gel que s'expandeixen en els porus trenquen els enllaços entre partícules; en les parts que queden seques, en canvi, es creu que es produeix una contracció de la massa del sòl i una precipitació dels agents lligands en els contactes partícula-partícula (Lehrsch *et al.*, 1991).

La quantitat d'aigua en el sòl augmenta els efectes disruptius del gel: es correlaciona un decreixement de la mida dels agregats amb l'augment de contingut d'humitat (Sillanpaa i Webber, 1961 -citats per Six *et al.*, 2004-), i continguts menors produeixen una formació més ràpida de cristalls i conseqüentment no poden aplicar forces disruptives significants per trencar les parets dels porus (Bullock *et al.*, 1988). Altres factors que tenen un paper important en aquests cicles de congelació-descongelació són el contingut d'argila (Edwards i Bremner, 1967 -citats per Six *et al.*, 2004-), i/o MOS (Sillanpaa i Webber, 1961 -citats per Six *et al.*, 2004-; Lehrsch *et al.*, 1991) i/o d'òxids de ferro (Russell, 1973 -citats per Six *et al.*, 2004-). En augmentar aquests factors, els macroagregats, que són més susceptibles que els microagregats a les forces disruptives de la congelació (Chepil, 1954 -citats per Six *et al.*, 2004-), es tornen menys vulnerables.

Els sòls estan contínuament exposats a aquests **cicles d'asseccament i humitejament** a través del vent, la pluja i la neu, principalment. La resposta d'un sòl davant aquests cicles és atribuïda, entre d'altres, a les seves propietats i les pràctiques que s'hi duen a terme (Six *et al.*, 2004). El contingut d'aigua en el sòl afecta els lligaments que es formen entre les partícules d'argila, i entre la MO i les partícules d'argila, i així, en la formació i estabilització dels agregats de diferents mides (Tisdall, 1996).

S'expliquen dos mecanismes de d'actuació principals d'aquests cicles en l'estabilitat d'agregats:

- 1) una hidratació no uniforme i expansió de les fraccions d'argila, i
- 2) una compressió de l'aire atrapat en els porus capil·lars quan l'aigua entra ràpidament (Grant i Dexter, 1990): quan aquest escapa provoca una disrupció dels agregats (Kemper i Rosenau, 1986; Oades, 1993)³¹.

Els agregats són més resistents a l'humitejament després d'un període d'asseccament prolongat comparat amb l'asseccament a curt termini (Kemper i Rosenau, 1984) degut a un major alliberament de substàncies orgàniques i conseqüentment més possibles associacions entre partícules orgàniques i minerals (Haynes i Swift, 1990).

Tot i que l'asseccament i humitejament estan associats normalment al trencament dels agregats, alguns autors afirmen que en sòls poc agregats, aquests cicles trenquen els terrossos de terra provocant una conseqüent agregació de les partícules més petites (Kemper i Rosenau, 1984; Chaney i Swift, 1986). Deneff *et al.* (2001), a més, afirmaven que una exposició freqüent a aquests cicles poden induir a l'estabilització d'agregats més que a la disrupció i argumentaren que la desintegració dels agregats permet que s'agrupin en configuracions amb major cohesió per resistir en pròxim episodi d'asseccament.

Alguns factors poden modificar aquest comportament, per exemple, un alt contingut de MOS en el sòl redueix la seva capacitat d'humitejament, a causa de les seves característiques hidrofòbiques³² (Sullivan, 1990; Caron *et al.*, 1996) i la formació de més associacions intermoleculares en l'asseccament. També la mineralogia del sòl influeix l'efecte d'aquests cicles: els sòls dominats per argiles expansives tenen menys estabilitat d'agregats, mentre que les argiles caolíiques i amb òxids són responsables d'una agregació més estable (Six *et al.*, 2004).

Els estudis sobre l'efecte dels **focs** en l'agregació i la MOS tenen resultats oposats (Six *et al.*, 2004). Generalment, després d'un foc forestal sever, la MOS i l'agregació decreixen, degut a la combustió de les substàncies orgàniques que cimenten les partícules (Giovannini *et al.*, 1988; Fernandez *et al.*, 1997). D'altra banda, d'acord amb Giovannini i Lucchesi (1997), els canvis fisicoquímics del sòl estan relacionats amb la temperatura assolida durant el foc. Una temperatura de 600°C dóna lloc a una disminució del contingut de MO, però incrementa la macroagregació, de partícules d'argila a partícules amb mida de grans de sorra, que esdevenen més resistents a l'acció disruptiva de l'aigua (Giovannini i Lucchesi, 1997; Guerrero *et al.*, 2001). Aquest fet s'atribueix a la deshidratació del sòl i les transformacions tèrmiques dels òxids de Fe i Al (a partir de 220°C) (Giovannini *et al.*, 1990 -citat per Six *et al.*, 2004-).

³¹ Aquests efectes s'expliquen amb més detall a l'apartat "1.8. Mecanismes de trencament d'agregats per acció de l'aigua".

³² Les característiques i els efectes de la hidrofobicitat del sòl es troben explicades a l'apartat "1.6. Accessibilitat i protecció física del carboni en el sòl".

6) Les característiques i usos del sòl

Finalment, s'han de tenir en compte les característiques del sòl (algunes ja s'han presentat implícitament o explícitament en els apartats anteriors) i l'ús que se'n fa.

Le Bissonais (1996) va resumir les principals propietats del sòl que influeixen en l'estabilitat dels agregats. Segons recollia, les propietats més mencionades fins, aproximadament, els anys 70 van ser: la textura del sòl, la mineralogia de les argiles, el contingut de MO (com s'ha comentat), el tipus i concentració de cations, el contingut de sesquioxids i de CaCO₃, amb les múltiples interaccions entre ells que poden modificar la influència individual. A partir d'aquestes, el 1990, Emerson i Greenland (1990) van determinar tres propietats que juguen el paper principal: percentatge de sodi intercanviable (ESP), els òxids i hidròxids d'alumini i ferro, i la MO. Amézketa (1999) afegia, com s'ha comentat anteriorment, el contingut de guix i l'edat del sòl (Bullock *et al.*, 1988; Rilling *et al.*, 2002).

Un dels aspectes més importants relacionats amb l'ús del sòl, és si s'hi duen a terme pràctiques de cultiu o no, ja que aquests factors poden influir tant directament com indirectament en l'agregació, i augmentar o disminuir els efectes dels altres mecanismes (Emerson i Greenland, 1990; Hadas, 1990; Amézketa, 1999).

Està comprovat que la pràctica del cultiu canvia la distribució de l'estabilitat dels agregats del sòl. Una reducció en l'agregació (i consegüentment nivells menors de MOS) en sòls amb llaurada tradicional envers els sòls no llaurats (Elliott, 1986; Beare *et al.*, 1994; Paustian *et al.*, 1999; Six *et al.*, 2000) és el resultat de diferents efectes indirectes en l'agregació. Tisdall i Oades (1992) van suggerir que l'estabilitat dels macroagregats depèn de la gestió del sòl, mentre que l'estabilitat dels microagregats és independent d'aquestes, com s'ha comentat en apartats anteriors.

Cal afegir, a més, que el procés de llaurada remou i transporta el sòl de sota a la superfície on està exposat als cicles d'humitejament i assecament, i de congelació-descongelació explicats, i a l'impacte de les gotes de pluja³³ (Beare *et al.*, 1994; Paustian *et al.*, 1997), d'aquesta manera incrementa la susceptibilitat dels agregats a la disrupció (Hadas, 1990; Edwards, 1991). La llaurada canvia les condicions del sòl (per exemple, la temperatura, l'humitat i l'aireació) i incrementa les taxes de descomposició de les restes vegetals (Rovira i Greacen, 1957; Cambardella i Elliott, 1993). En els sistemes no llaurats, els residus s'acumulen a la superfície on les taxes de descomposició de les restes vegetals es redueixen degut a les condicions seques i el contacte reduït amb els microorganismes del sòl (Salinas-Garcia *et al.*, 1997). Finalment, la proporció de la biomassa microbiana composta pels fongs totals (Frey *et al.*, 1999) i els fongs micorízics (O'Halloran *et al.*, 1986 -citada per Six *et al.*, 2000-) és generalment major en sistemes no llaurats comparats amb sistemes llaurats convencionalment.

També altres pràctiques de gestió puntuals com la irrigació, les esmenes orgàniques (com l'aplicació de fangs), les esmenes de guix, les esmenes químiques, els condicionants sintètics i la rotació de cultius influeixen l'estabilitat estructural d'un sòl. D'altra banda, altres factors com el clima i el tipus de cultiu també tenen una forta incidència en l'estat d'agregació d'un sòl (Amézketa, 1999).

³³ Veure aquest efecte a l'apartat "1.8. Mecanismes de trencament d'agregats per acció de l'aigua".

1.8. Mecanismes de trencament d'agregats per acció de l'aigua

Com s'ha comentat anteriorment, els mateixos agents que participen en la formació i estabilització dels agregats poden també trencar-los, sobretot en el cas de la fauna del sòl (Oades, 1993). Per tant, són múltiples els mecanismes que poden trencar els macro i microagregats. Aquest projecte centra l'atenció en els mecanismes de trencament per acció de l'aigua, ja que, com s'ha explicat, l'estructura del sòl pot ser definida en termes d'estabilitat (Kay *et al.*, 1988 - citat per Amézketa, 1999-), i aquesta implica la capacitat dels agregats de retenir una bona forma estructural quan el sòl està exposat a diferents estressos (Dexter, 1988), sobretot sota condicions d'humitejament. A més, són un dels tipus de trencaments més freqüents en el camp i que poden induir en més grau a l'erosió del sòl (Le Bissonnais, 1996; Mermut *et al.*, 1997). Així doncs, són els que s'han simulat experimentalment per determinar l'estabilitat del sòl analitzat en aquest treball després de l'aplicació de fangs de depuradora.

El trencament dels agregats per acció de l'aigua resulta de l'acció de diversos mecanismes físics i fisicoquímics, que actuen a diferents escales de l'estructura del sòl: des de les interaccions entre les partícules d'argila fins al comportament macroscòpic dels agregats (Tisdall i Oades, 1982; Elliott, 1986; Oades i Waters, 1991). Tot i això, es poden descriure de manera genèrica 4 mecanismes principals (Le Bissonnais, 1996):

- 1) **L'*slaking*** (Panabokke i Quirk, 1957)
- 2) **L'expansió diferencial** (Le Bissonnais, 1989)
- 3) **L'acció de les gotes de pluja** (Nearing i Bradford, 1985)
- 4) **La dispersió fisico-química** (Emerson, 1967)

Les diferències entre aquests mecanismes s'agrupen en: la naturalesa de la unió entre les partícules i l'energia involucrada en el seu trencament (Kemper i Rosenau, 1984; Truman *et al.*, 1990), les condicions físiques i químiques requerides per la desagregació, la cinètica dels processos de trencament, el tipus de propietats del sòl influents en el mecanisme, i la naturalesa i distribució de les mides dels productes del trencament (Farres, 1987; Chan i Mullins, 1994).

Tot i això, no s'ha de perdre de vista que és difícil separar l'efecte de cada mecanisme en concret, i que, a més, els agregats que en resulten poden incrementar l'efecte de l'erosió eòlica al desintegrar la superfície del sòl per impacte i abracció, produint a la vegada més partícules que poden actuar de la mateixa manera (Kemper i Rosenau, 1986).

1.8.1. Slaking: trencament per la compressió d'aire atrapat

Quan els agregats secs són immersos en aigua o són humitejats ràpidament, part de l'aire dels porus no té temps per sortir a la superfície i es queda "atrapat" entre els agregats humits. Per sortir, aquest aire comprimit trenca els agregats, donant lloc al fenomen anomenat *slaking* (Yoder, 1936 -citat per Le Bissonnais, 1996-; Panabokke i Quirk, 1957; Hénin *et al.*, 1958 -citats per Le Bissonnais, 1996-; Emerson, 1967).

L'*slaking* pot ocórrer també sense agitació del sòl immers a l'aigua, tot i que aquesta incrementa els efectes, perquè és un mecanisme addicional de trencament mecànic o dispersió (Le Bissonnais, 1996). Cal afegir que aquest fenomen decreix prop del punt de saturació d'aigua en el sòl (Panabokke i Quirk, 1957; Truman *et al.*, 1990; Gäth i Frede, 1995) i també que en el

rang de 100 a 300 g kg⁻¹ de contingut d'argila, el trencament decreix quan augmenta el contingut d'argila i el contingut d'aigua inicial (Hénin *et al*, 1958 -citats per Le Bissonnais, 1996). Aquest comportament del sòl es pot observar a la Figura 31, a l'annex.

L'efecte d'aquest trencament depèn de: el volum d'aire atrapat dins dels agregats, la taxa d'humitejament, (Panabokke i Quirk, 1957; Loch, 1994), la velocitat d'humitejament (Gäth i Frede, 1995), la humitat inicial del sòl (Panabokke i Quirk, 1957; Gäth i Frede, 1995), la resistència dels agregats humits (Nearing i Bradford, 1985), la mida mitjana de les partícules d'argila del sòl i la proporció de la presència d'argiles (Emerson i Greenland, 1990).

De l'*slaking* en resulten principalment microagregats, tot i que la mida també augmenta amb el contingut d'argiles (les unions són més resistents amb l'argila, així les partícules resultants són majors) (Le Bissonnais, 1996), i en algun cas en poden arribar a resultar fragments macroscòpics (Emerson i Greenland, 1990). De totes maneres, els agregats que en resulten són més fàcilment transportables, i per tant, el sòl és més vulnerable davant l'erosió, especialment la hídrica (Gäth i Frede, 1995).

1.8.2. Expansió diferencial (differential swelling - microcracking)

L'expansió diferencial (*differential swelling*) del sòl durant l'humitejament i la seva contracció durant l'assecatge dona lloc a un *microcracking* ("microesquerdes") dels agregats (Kheyrabi i Monnier, 1968 -citats per Le Bissonnais, 1996-).

Aquest mecanisme depèn de les mateixes propietats que l'*slaking*, i també els microagregats que en sorgeixen són d'una mida i tipus semblant que els que resulten de l'*slaking* amb sòls inicialment humits (Le Bissonnais, 1989). Per això molts autors no diferencien aquests dos processos, però els mecanismes físics són diferents i l'expansió diferencial, contràriament a l'*slaking*, augmenta amb el contingut d'argiles; a més, pot accelerar la formació de crostes superficials en el sòl (Emerson i Greenland, 1990; Gäth i Frede, 1995; Le Bissonnais, 1996).

La conseqüència de l'expansió diferencial, a part d'accelerar la formació de crostes, és la desestabilització del sòl, que pot conduir a una ruptura dels agregats en unitats més petites (Gäth i Frede, 1995).

1.8.3. Impacte de les gotes de pluja (raindrop impact - splash)

Normalment aquest fenomen de trencament mecànic (*raindrop impact*) es produeix en combinació amb els altres, si l'energia cinètica de la pluja és suficient (Al-Durrah i Bradford, 1982), i actua mitjançant el mecanisme anomenat *splash* (Le Bissonnais, 1996): separa els agregats, els projecta i els desplaça (Farres, 1987).

En aquest cas és molt important el rol de la vegetació o del *mulch* (capa formada normalment per MO que s'aplica al sòl), ja que protegeixen directament la superfície contra aquesta disruptió. També s'ha d'esmentar que el seu efecte és major com més sec és el sòl. D'altra banda, el sòl es troba més vulnerable davant aquest trencament si està humit, ja que els agregats es troben més febles (Le Bissonnais, 1996). Tot i això, sota condicions de molt baixa humitat l'estrès compressiu de l'impacte de les gotes de pluja intensifica la separació i projecció

dels fragments (Al-Durrah i Bradford, 1982). L'impacte relatiu de l'*splash* envers altres mecanismes també depèn de la textura del sòl i la mineralogia (Cernuda *et al.*, 1953).

A l'hora de mesurar-lo s'ha de diferenciar de l'estabilitat dels agregats, ja que macroagregats molt estables poden ser moguts per *splash*, tot i que el trencament d'agregats i l'encrostament poden ocórrer sense un impacte mecànic, simplement per *slaking* o dispersió (Le Bissonnais, 1996). Generalment, els fragments que en resulten van de partícules elementals a petits microagregats (< 100 µm) (Le Bissonnais, 1996). D'aquesta manera, s'erosiona el sòl i es poden formar crostes fines que redueixen la taxa d'infiltració, augmentant encara més el perill d'erosió hídrica (Morin i Winkel, 1996).

1.8.4. Dispersió fisicoquímica

La dispersió fisicoquímica es basa en la reducció de les forces atractives entre les partícules col·loïdals del sòl mentre s'humiteja el sòl (Emerson, 1967). Els cations polivalents causen floculació, mentre que els monovalents causen dispersió (sobretot el sodi (Emerson i Bakker, 1973 -citats Emerson i Greenland 1990)).

La característica que defineix aquest procés és la de producció de partícules elementals, més que la de microagregats. Així, la dispersió es veu afectada per la concentració d'electròlits (EC), sobretot pel percentatge de sodi intercanviable (ESP) en la solució de l'aigua i del sòl, i per forces mecàniques comentades (Le Bissonnais, 1996).

És un dels processos més efectius de trencament d'agregats i incrementa notablement els efectes dels altres (Bresson i Boiffin, 1990). A més indueix encrostament fort, infiltració lenta i més mobilitat de les partícules a l'aigua (Ben-Hur *et al.*, 1992).

1.8.5. Antecedents dels mètodes de mesura de l'estabilitat dels agregats

L'objectiu dels tests de l'estabilitat dels agregats és descriure i classificar el comportament del sòl sota la pluja en relació a l'estabilitat física. Els tests han de ser reproduïbles i fàcils de dur a terme. També han d'explicar les diverses condicions que poden ocórrer a la superfície del sòl, i han de ser aplicables a un gran rang de sòls (Le Bissonnais, 1996).

Des del 1930 s'han usat arreu del món diferents metodologies per mesurar l'estabilitat dels agregats (per exemple, Yoder, 1936; Hénin *et al.*, 1958 -citats per Le Bissonnais, 1996- ; Emerson, 1967). Aquest fet demostra l'interès per aquesta propietat del sòl i també la falta d'una metodologia estàndard.

El trencament dels agregats depèn de molts factors i processos com s'ha pogut comprovar, i el fet que aquests siguin tant nombrosos i complexos és un dels motius pels que no existeix un acord general per la mesura d'aquesta propietat (Loch, 1994).

Hairsine i Hook (1995, citats per Le Bissonnais, 1996) van concloure que les taxes d'erosió eren controlades principalment per processos de trencament d'agregats. Tot i això, cinc anys abans, s'havia afirmat que eren dos els processos principals de trencament d'agregats: l'*slaking* i la dispersió (Emerson i Greenland, 1990). Altres autors, en canvi, consideraven l'impacte de les gotes de pluja com a causa principal de la degradació estructural de la superfície del sòl (Nearing i Bradford, 1985).

La raó de l'existència de diferents metodologies per la mesura de l'estabilitat d'agregats, doncs, es pot explicar per l'existència de diversos mecanismes de trencament i també per raons metodològiques. Els mètodes difereixen en un o més dels aspectes següents (Le Bissonnais, 1996):

- 1) les característiques de la mostra que s'ha de sotmetre al test, particularment la seva estructura i humitat,
- 2) el tractament aplicat a la mostra,
- 3) la mesura de la desagregació, que sovint no està separada clarament del tractament, i
- 4) l'expressió del resultat pot ser més o menys general i físicament significativa (càlcul de diversos índexs).

En aquest context, sorgeix el 1996 el mètode de Le Bissonnais, per unificar les diverses metodologies de mesura de l'estabilitat dels agregats. D'aquesta manera, inclou aspectes de mètodes ja existents, especialment de Yoder (1936), Hénin *et al* (1958), Grieve (1980), Kemper i Rosenau (1986) i de molts altres, i té en compte més factors. La metodologia duta a terme en aquest projecte es basa en el mètode de Le Bissonnais, i per això està explicada més detalladament a l'apartat "4. Metodologia".

2. OBJECTIUS

L'objectiu general d'aquest estudi és:

- Avaluar la quantitat i grau de protecció física del carboni segrestat en un sòl restaurat amb fangs de depuradora i interpretar el seu paper en el context de les mesures de mitigació contra el canvi climàtic.

Per tal d'assolir amb més exactitud aquest objectiu general, es desglossa en els següents objectius específics:

- Calcular la quantitat de carboni segrestada en un sòl restaurat amb fangs de depuradora a mitjà termini (17 anys).
- Determinar el grau de protecció física del carboni segrestat en diferents mides d'agregats.
- Avaluar si la dosi inicial de fang aplicat ha influït en la quantitat de carboni segrestada i en el seu grau de protecció física.
- Valorar el paper d'un sòl restaurat amb fangs de depuradora en el context de les mesures de lluita contra el canvi climàtic.
- Proposar aspectes claus i camps de recerca per a una millora futura de la gestió de la matèria orgànica en sòls degradats per activitats extractives.

3. ZONA D'ESTUDI I PROCÉS DE RESTAURACIÓ

3.1. Descripció de la zona d'estudi

Aquest projecte s'ha realitzat a partir de les mostres obtingudes d'una zona de talussos restaurats l'any 1992 situats en una pedrera de l'empresa RUBAU S.A. localitzada a la part nord de Girona (Ctra. de Palamós, s/n) (Figura 9). Es tracta d'una pedrera de calcàries eocèniques d'on s'extreuen materials per a la construcció (àrids de trituració, graves, aglomerats asfàltics, i d'altres) (Sort, 1997).

El desembre del 1992 s'hi va dur a terme un estudi inicial per determinar, entre d'altres, les propietats estructurals d'un sòl restaurat amb fangs de depuradora (Sort, 1997), i és en base al disseny experimental d'aquest estudi que s'ha desenvolupat el present projecte.

L'interès per seleccionar aquesta pedrera va ser per dues raons principals: primerament, pel material geològic calcari que proporciona un substrat òptim per l'aplicació d'esmenes orgàniques com els fangs EDAR i, en segon lloc, per la seva proximitat a la planta depuradora d'aigües residuals de Girona (DARGISA) que va subministrar els fangs. A més, és una pedrera de dimensions mitjanes, molt representativa de les extraccions de calcària de Catalunya (Sort, 1997).



Figura 9. Ortofotomapa de la zona on s'ubica la pedrera i l'EDAR. Font: Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC).

Pel que fa al clima, la zona s'emmarca dins del *Mediterrani Prelitoral Nord*. La precipitació mitjana anual se situa al voltant dels 650 mm. Les màximes precipitacions es donen durant la tardor i a la primavera, amb una humitat relativa mitjana anual del 74%*. Només el mes de juliol és sec. Els hiverns són moderats i els estius calorosos, sent la temperatura mitjana anual de 15,1°C*, que se situa entre les temperatures mínima i màxima mitjanes anuals: 9,4°C* i 21,7°C*, respectivament. El període lliure de glaçades se situa entre maig i setembre (Meteocat, 2010 -*mitjanes anuals de l'any 2008-).

3.2. Disseny experimental de la restauració

La part de la pedrera on es va realitzar l'estudi en què es basa aquest projecte consisteix en un vessant que té un pendent del $27 \pm 0,78\%$ i una orientació Sud-Oest. Comprèn un conjunt de talussos d'uns 30-40 m de longitud separats per bermes d'uns 5 m d'ample en secció transversal. Una part dels talussos es va restaurar per zones, a mode de proves, utilitzant diferents dosis i formes d'aplicació del fang sobre el terreny. En un dels talussos es van preparar diverses parcel·les experimentals consistents en una capa de 40 cm de sòl adobat amb dues dosis diferents de fang de l'EDAR de Girona (Sort, 1997). La figura 10 mostra la situació i identificació d'aquestes parcel·les.



Figura 10. Ortofotomapa (any 2008) del sector NE de la Pedrera Rubau on s'observa el talús que conté les parcel·les experimentals preparades l'any 1992, amb el seu codi d'identificació, d'on s'han obtingut les mostres estudiades. Font: Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC) i elaboració pròpia. Només és vàlida l'escala gràfica.

La dosi màxima de fangs aplicable per a un ús agrícola en el sòl utilitzat, establerta en base al contingut de metalls pesants del fang emprat, correspona a un 7,5% de matèria seca de fang sobre terra fina seca (< 2 mm). Aquest fet va determinar les dues dosis que es van assajar, considerant que l'aplicació de fang en la restauració no és tant limitant com en agricultura i per tal d'avaluar l'efecte que podria tenir alguna possible acumulació local de fang o bé un augment accidental de la dosi aportada com a conseqüència d'algun problema tècnic en l'aplicació (Sort, 1997):

- 1) El **7,5%** ($\approx 200 \text{ Mg ha}^{-1}$),
- 2) i una dosi doble, el **15%** ($\approx 400 \text{ Mg ha}^{-1}$).

El segon paràmetre a estudiar va ser la forma d'aplicació del fang en el terreny, així, se'n van experimentar dues (Sort, 1997):

- 1) Directament sobre el sòl de restauració i posterior incorporació amb un motocultor (**tipus A o aplicació directa**).
- 2) Barrejant prèviament el sòl amb els fangs en piles i aplicant posteriorment la mescla sobre el talús (**tipus B o barreja prèvia**).

Per tant, la combinació de les dues dosis de fang més una zona control, on hi ha terra sola, juntament amb les dues formes d'aplicació assajades dóna un total de 5 tractaments (Figura 11).

		FORMA D'APLICACIÓ	
DOSI DE FANG		C	
		7A	7B
		15A	15B

Figura 11. Dosis nominal de fang (matèria seca sobre terra fina seca) i formes d'aplicació assajades (A, B) a les diferents zones restaurades. Font: modificació de Sort (1997).

La nomenclatura utilitzada per anomenar cada tractament va ser la següent (Sort, 1997):

- La **zona control**, és a dir, la zona restaurada aplicant terra únicament s'anomena **C**.
- La zona restaurada amb una **dosi del 7,5%** de fang **aplicada directament** sobre el terreny s'anomena **7A**.
- La zona restaurada amb una **dosi del 15%** de fang **aplicada directament** sobre el terreny s'anomena **15A**.
- La zona restaurada amb una **dosi del 7,5%** de fang **aplicada després d'una barreja prèvia** s'anomena **7B**.
- La zona restaurada amb una **dosi del 15%** de fang **aplicada després d'una barreja prèvia** s'anomena **15B**.

L'aplicació dels fangs en fer la restauració es va realitzar en condicions reals de camp utilitzant la pròpia maquinària de l'explotació el desembre del 1992. En el cas dels tractaments tipus B la barreja de sòl més fang en les dues dosis previstes, es va fer preparant piles de terra on s'anaven aportant alternativament aquests dos materials amb una pala excavadora de 3 m³ de capacitat la qual voltejava la pila cada 5 palades per assegurar una bona mescla dels materials. Un cop fetes les dues barreges es van transportar fins al talús que s'havia de restaurar i van ser aplicades amb la pròpia excavadora tenint molta cura de no trepitjar el terreny per evitar la compactació de les mescles (Sort, 1997).

Els tractaments tipus A i control es van realitzar preparant una capa de sòl de 40 cm de gruix sobre el talús. En tractaments d'aplicació directa (A) s'hi va escampar al damunt amb una retroexcavadora la quantitat de fang prevista per obtenir la dosi requerida. Posteriorment es va llaurar amb un motocultor per tal d'homogeneïtzar les mescles (Sort, 1997).

Cal destacar que el procediment d'aplicació directa (A) comporta bastants problemes a causa de les especials característiques del fang, que dificulten el seu maneig, tant amb la maquinària de l'explotació com amb maquinària i utilitatge agrícoles (motocultor, aixades i pales, entre d'altres). La principal conseqüència d'aquesta dificultat en el maneig va ser una major heterogeneïtat espacial. Així doncs, en els tractaments tipus A va ser imprescindible realitzar un refinat manual abans de la passada del motocultor. A més, atès que la barreja de fang i sòl es va efectuar en realitat en els 20 cm superficials (fondària màxima a la que treballa el motocultor), i no en els 40 cm previstos, el que en va resultar en realitat va ser una diferenciació clara entre una capa superficial de sòl, de 0 a 20 cm (aproximadament), molt enriquida en fang, i una capa de 20 a 40 cm de sòl (aproximadament), pràcticament sense fang (Sort, 1997).

En el present projecte només s'han analitzat les proves de tipus B (amb barreja prèvia abans de l'aplicació) i les control, descartant les proves de tipus A (aplicació directa) a causa de les dificultats experimentals acabades d'esmentar d'aquestes últimes, juntament amb la necessitat d'ajustar el nombre de mostres per la limitació temporal del present projecte.

3.3. Característiques del sòl i del fang utilitzats

El fet que les zones restaurades prèviament fossin àrees explotades en la dècada dels '70-'80, el sòl original s'havia eliminat i no s'havia conservat per reutilitzar-lo com fora desitjable per fer la restauració. A més, cal destacar la dificultat d'extreure la capa superficial del sòl quan es tracta de sòls poc desenvolupats sobre substrats rocosos, com és el cas. Aquests dos factors van obligar a haver d'importar terres de rebaix d'obres d'una zona propera a la pedrera per a poder fer la restauració (Sort, 1997).

Els fangs utilitzats provinents de l'EDAR de Girona (DARGISA) havien sofert un tractament de digestió anaeròbia. Les característiques analítiques del sòl aplicat i del fang utilitzats en el procés de restauració es presenten a la Taula 1.

Taula 1: Característiques analítiques del sòl i fang aplicats per a la restauració experimental d'un talús de la pedrera Rubau, l'any 1992. Font: Sort (1997).

Paràmetres*	Sòl	Fang
Matèria seca (%)	-	22±1,7
Densitat aparent (g cm ⁻³)	1,39 ± 0,1	0,26±0,07
Pedregositat (%)	51,70 ± 6,7	0
Sorra grossa (%)	17,83 ± 0,6	10,88 ± 0,9
Sorra fina (%)	36,15 ± 0,9	26,30 ± 1,8
Llim (%)	17,67 ± 3,9	26,86 ± 1,0
Argila (%)	27,95 ± 0,3	34,86 ± 0,7
pH (H ₂ O)	8,17 ± 0,1	6,82 ± 0,1
pH (KCl)	7,48 ± 0,1	6,73 ± 0,1
CIC (cmol ⁺ kg ⁻¹)	10,75 ± 0,9	-
CaCO ₃ (g kg ⁻¹)	69,7 ± 14,48	72,9 ± 0,6
C orgànic(g kg ⁻¹)	6,6 ± 1,1	226,5 ± 3,4
N total (g kg ⁻¹)	0,75 ± 0,1	41,6 ± 9,4
P total (g kg ⁻¹)	1,4 ± 0,3	72, 8 ± 10,6
K (cmol ⁺ kg ⁻¹) extractable	0,20 ± 0,01	0,17
Na (cmol ⁺ kg ⁻¹) extractable	0,34 ± 0,06	0,47
Ca (cmol ⁺ kg ⁻¹) extractable	47,5 ± 6,5	67,91
Mg (cmol ⁺ kg ⁻¹) extractable	3,4 ± 2,9	4,23
Cu total (mg kg ⁻¹)	17,9	261
Cr total (mg kg ⁻¹)	9,5	110
Zn total (mg kg ⁻¹)	45	1068
Ni total (mg kg ⁻¹)	18,8	6,8
Cd total (mg kg ⁻¹)	0,24	7,2
Hg total (mg kg ⁻¹)	-	1,8
Pb total (mg kg ⁻¹)	24	266

* Exceptuant la matèria seca, la pedregositat i la densitat aparent, tots els percentatges es refereixen a la fracció de terra fina (< 2 mm).

4. METODOLOGIA

4.1. Recollida i preparació de les mostres de sòls

Cada zona restaurada amb un determinat tractament³⁴ que ocupa 200 m² de talús (4 parcel·les de 20 x 2,5 m) es va dividir en cinc franges o subzones (A, B, C, D, E) de 140 m², de dalt a baix seguint la línia de màxim pendent, repartint els 20 m de longitud en cinc segments de 4 m amb l'objectiu de realitzar un mostreig estratificat de la zona (Sort, 1997). El mostreig de camp va consistir en la recollida de mostres d'aproximadament 1 kg de sòl d'entre 0 i 20 cm de profunditat, sota condicions moderades d'humitat, mitjançant una sonda Edelman per a sòls de pedregositat moderada o alta, de 6 cm de diàmetre i 20 cm de fondària. En cada subzona es recollí el sòl obtingut de 5 sondes, es col·locà en un recipient per mesclar-lo i s'omplí una bossa de plàstic etiquetada amb el codi de cada tractament i subzona. El mostreig de camp es va realitzar el dia 24 de novembre de 2009.

En el cas del mostreig de l'any 1992, es va limitar a dues parcel·les per cada tipus de tractament d'amplada doble (20 x 5 m) de les mostrejades el 2009, mantenint les mateixes subzones o franges abans descrites i la mateixa densitat de sondes agafades en cada subzona. Aquest mostreig es va realitzar el 15 de desembre de 1992 (Sort, 1997).

Les mostres contingudes a les bosses de plàstic, es van portar al laboratori on es van estendre i deixar assecar a l'aire. Un cop seques, es van garbellar amb un sedàs de 5 i de 2 mm rebutjant la fracció d'elements grossos. D'aquesta manera, les mostres ja estaven preparades per dur a terme els tractaments³⁵.

Pel que fa al garbellament, de les mostres de l'any '92 només es disposava dels agregats menors a 2 mm ja que en el moment de recollir-les es van garbellar només a aquesta mida.

4.2. Estabilitat d'agregats: mètode *le bissonnais*

La metodologia aplicada en aquest projecte es basa en la de Le Bissonnais. Aquest mètode sorgeix el 1996 per unificar els diversos procediments de mesura de l'estabilitat dels agregats³⁶. D'aquesta manera, inclou aspectes de mètodes ja existents, especialment de Yoder (1936), Hénin *et al* (1958), Grieve (1980), Kemper i Rosenau (1986) i de molts altres, i té en compte més factors.

El seu objectiu és descriure el comportament d'un sòl (la seva estabilitat) mitjançant els diferents mecanismes de desagregació principals quan és sotmès a humitejament. Així, en aquesta metodologia, es defineixen tres propòsits principals: 1) distingir entre els mecanismes de trencament d'agregats principals; 2) separar el procés de desagregació i la mesura del resultat de desagregació; 3) usar els resultats per descriure directament el comportament del sòl. Addicionalment, dona una classificació aproximada dels sòls d'acord el seu grau d'estabilitat i encrostitat (Le Bissonnais, 1996).

³⁴ Veure en més detall a l'apartat "3.2. Disseny experimental de restauració".

³⁵ Veure una fotografia de les mostres preparades (Figura 32) a l'annex.

³⁶ Veure-les a l'apartat "1.8. Mecanismes de Mecanismes de trencament d'agregats per acció de l'aigua".

Diferents estudis han indicat que aquest mètode és el que millor es correlaciona amb els índexs erosius en comparació a d'altres. En l'última dècada, el mètode de Le Bissonnais ha estat citat 104 vegades, per científics de 30 països diferents (Le Bissonnais, comunicació personal).

Per tal de poder ser aplicats en diversitat de sòls i condicions, el mètode inclou, originàriament, tres tractaments i un test de dispersió addicional. En el present projecte s'ha aplicat el tractament d'humitejament ràpid, explicat a l'apartat contigu.

Originalment, en aquests tractaments es fa ús de l'etanol d'acord amb el suggeriment de Hénin *et al.* (1958) per limitar la reagregació de les partícules durant l'asseccament, ja que redueix el fenomen de l'*slaking* com passa també amb altres solvents orgànics (Merzouk i Blake, 1991). Els efectes de l'etanol en el fenomen de l'*slaking* són deguts a la modificació de la tensió superficial, la viscositat i l'angle de contacte. Les taxes d'humitejament i d'expansió es redueixen quan els agregats pretractats amb etanol són submergits en aigua (Le Bissonnais, 1996).

Tot i així, han aparegut opinions contradictòries sobre el seu ús ja que l'etanol pot dissoldre parcialment el COS, afectant a les posteriors mesures de la distribució de mides dels agregats, l'estabilitat estructural i la quantitat de C oxidable (Ojeda *et al.*, 2008). És per això que alguns passos de la metodologia del present projecte han estat convenientment modificats per obtenir resultats similars prescindint de l'ús de l'etanol, i per adaptar el mètode a les característiques de les mostres a analitzar.

4.2.1. Humitejament ràpid per immersió en aigua

Submergir els agregats en aigua és el camí més simple per comprovar la seva estabilitat. Aquest tractament avalua el comportament (l'estabilitat) d'un sòl sec sotmès a processos d'humitejament ràpid, com la inundació, la irrigació i les tempestes, encara que en aquest últim cas també s'ha de tenir en compte l'impacte directe de les gotes de pluja³⁷. Es recomana com un test qualitatiu simple i ràpid (Le Bissonnais, 1996).

Els passos que s'han dut a terme són els següents:

1. Pesar cada un dels 6 garbells de l'equip Eijkelkamp© de diferent mida: 2, 1, 0.5, 0.250, 0.125 i 0.053 mm.
2. Col·locar 1 g d'agregats de la mostra de sòl a analitzar en cada un d'ells.
3. Submergir cada mostra en, aproximadament, 90 g d'aigua destil·lada durant 10 minuts usant un aparell de garbellat en humit fabricat per Eijkelkamp© (Figura 12 i Figura 33, a l'annex).
4. Passats els 10 minuts, agitar durant 1 minut més la mostra, com recomana el constructor de l'aparell de garbellat en humit, per simular la separació prèvia dels agregats majors a 0.05 mm feta en el mètode de *Le Bissonnais*. D'aquesta manera, només queden els agregats estables en aigua de les diferents mides de garbell, eliminant els agregats estables en aigua de menor mida en cada cas.
5. Finalment els garbells amb la mostra de sòl que hi ha quedat retinguda es posen a assecar l'estufa a 40°C durant 24 hores.
6. Un cop secs, es tornen a pesar, obtenint el pes del garbell més el de sòl sec.

³⁷ Veure l'apartat "1.8. Mecanismes de trencament d'agregats per acció de l'aigua".

7. S'ha mesurat també el pH, conductivitat i temperatura a l'aigua sobrant, per tal de controlar millor el procés i d'estudiar possibles diferències significatives produïdes pels tractaments i les diferents mides dels agregats.

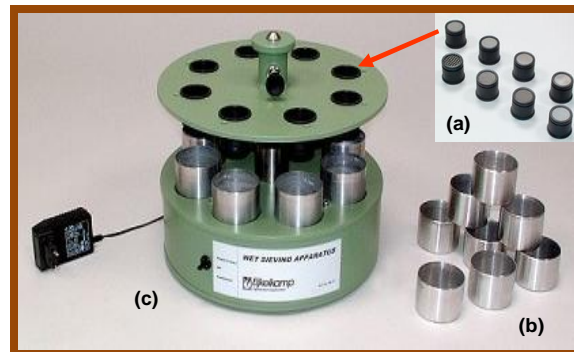


Figura 12. *Aparell de tamissat en humit Eijkelkamp i els seus diferents accessoris: (a) garbells de 2, 1, 0.5, 0.250, 0.125, 0.053 mm; (b) vasos d'immersió; (c) instrument i accessoris en posició per posar-se en marxa.*
Font: Ojeda et al. (2010).

4.2.2. Distribució de mides dels agregats

Un cop dut a terme el tractament d'humitejament ràpid, restant els pesos nets de cada mida de garbell de la quantitat inicial de sòl sec, es pot obtenir el percentatge d'agregats estables en aigua entre diferents rangs de mida d'agregats: > 2, 2-1, 1-0.5, 0.5-0.250, 0.250-0.125 i 0.125-0.053 mm. El pes de la fracció < 0.053 mm és determinada per la diferència entre la massa inicial i la suma de les altres 6 fraccions (> 0.053).

Aleshores, l'estabilitat dels agregats per cada mecanisme de trencament és expressada usant:

- La distribució de mida dels agregats resultants en set classes: consisteix en el % de cada fracció d'agregats, calculat respecte el pes inicial de la mostra.
- El diàmetre mitjà ponderat (DMP) pot ser calculat de la següent manera:

$$\text{DMP} = \frac{\sum_{i=1}^n \bar{x}_i w_i}{100}, \text{ on:}$$

\bar{x} = diàmetre intermedi de malla entre dos garbells

w = pes en percentatge de sòl contingut entre els dos garbells

Per tant, el DMP final de cada mostra s'expressaria de la següent manera:

$$\text{DMP} = ((3.5 * [\% > 2 \text{ mm}]) + (1.5 * [\% 1-2 \text{ mm}]) + (0.75 * [\% 0.5-1 \text{ mm}]) + (0.35 * [\% 0.250-0.5 \text{ mm}]) + (0.15 * [\% 0.125-0.250 \text{ mm}]) + (0.075 * [\% 0.053-0.125 \text{ mm}]) + (0.025 * [\% < 0.053 \text{ mm}])).$$

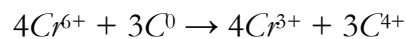
D'aquesta fórmula es dedueix que la ponderació (l'acció de multiplicar el % d'agregats per la mida mitjana dels garbells) produeix que les fraccions més grans es multipliquin per valors majors a 1, i això fa que quan el sòl reté més macroagregats estables en aigua, el DMP sigui major. És per això que es proposa el DMP com un índex d'estabilitat estructural del sòl.

4.3. Determinació del carboni oxidable

Amb aquesta metodologia (Nelson i Sommers, 1982) es determina la quantitat de C oxidable de la mostra. Es basa, per tant, en l'oxidació de la MOS per l'ió Cr^{6+} en medi àcid (sulfúric i fosfòric) i en la valoració de l'excés de crom no consumit en l'oxidació per una sal de ferro (sal de Mhor).

En aquest projecte s'ha determinat el C oxidable de la mostra original i de cada fracció d'agregats (>2, >1, >0.5, >0.250, >0.125 i >0.053 mm) de les mostres sotmeses a humitejament ràpid.

La reacció esquemàtica que es produeix és la següent:



Procediment:

1. Triturar la mostra de sòl assecada a l'aire resultant de cada fracció d'agregat (>2, >1, >0.5, >0.250, >0.125 i >0.053 mm)³⁸.
2. Pesar 0,2 g de les mostres ja triturades i col·locar-los dins de tubs d'assaig *pyrex*, sense que quedin partícules de sòl adherides a les parets.
3. Afegir en els tubs d'assaig que contenen les mostres exactament ent 10 ml d'àcid cròmic 0,4N amb una pipeta de doble enrasament.
4. Remenar els tubs amb el vibrador orbital, per tal que el sòl es barregi bé amb l'àcid.
5. Escalfar els tubs amb la mostra en un bloc digestor, prèviament escalfat a 150°C, durant 10 minuts.
6. Refredar ràpidament els tubs submergint-los tubs en aigua freda i remenant.
7. Un cop els tubs freds, transvasar quantitativament el seu contingut a un *erlenmeyer* de 250 ml, diluint el volum digerit amb 90 ml d'aigua destil·lada.
8. Afegir a la solució de l'*erlenmeyer* 2 o 3 gotes d'indicador de difenilamina.
9. Valorar la mostra amb una dissolució de sal de Mhor 0,2N. El punt de viratge es considera quan passa d'un color blavós a un verd maragda.
10. Cal fer també una prova en blanc (sense sòl).

³⁸ Veure fotografia de mostra triturada (Figura 34) a l'annex.

Per obtenir el % de carboni orgànic, s'ha utilitzat la següent expressió:

$$\text{Corg (\%)} = \frac{1,2}{n} * \frac{(B - U)}{B}, \text{ on:}$$

n = pes del sòl en grams

B = ml de sal de Mhor consumits pel blanc

U = ml consumits per la mostra

4.4. Anàlisi estadístic

Pel tractament estadístic dels resultats s'ha utilitat el paquet estadístic StatView ® versió 5.0.1, SAS Institute Inc, 1998. A més de l'estadística descriptiva, s'ha realitzat l'anàlisi de variància de les dades mitjançant ANOVA de dos factors. Quan s'han trobat efectes significatius, s'ha utilitzat el test de Tukey-Kramer per la comparació de promitjos.

5. RESULTATS

5.1. Influència a mitjà termini del fang de depuradora sobre el contingut de carboni orgànic del sòl i en els seus agregats

Després de 17 anys de l'addició de fang de depuradora al sòl de la pedrera estudiada, el contingut de COS en els agregats d'entre 3 i 5 mm de les parcel·les esmenades amb 200 Mg ha⁻¹ (7B) i 400 Mg ha⁻¹ (15B) és major al de la parcel·la control (C), és a dir, sense fang (Figura 13).

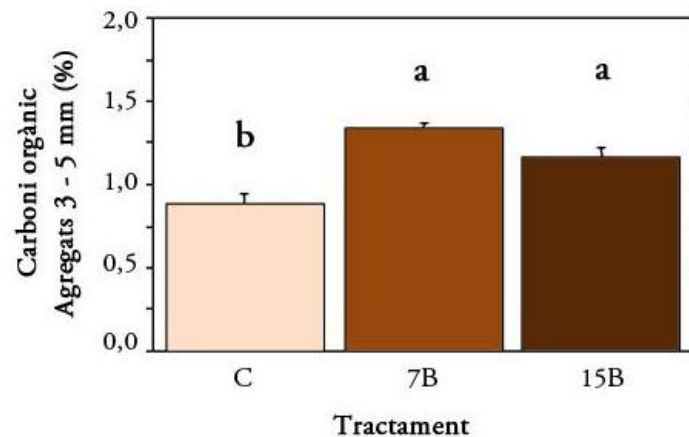


Figura 13. Valors mitjans de contingut de carboni orgànic (%) en el sòl (agregats entre 3 i 5 mm), tractat amb 200 Mg ha⁻¹ (7B) i 400 Mg ha⁻¹ (15B) de fang fresc, 17 anys després de la seva incorporació al sòl. Lletres diferents indiquen diferències significatives a $p < 0.05$.

Al sotmetre els agregats entre 3 i 5 mm a una immersió ràpida en aigua, similar a la realitzada en el mètode Le Bissonnais (1996), es produeix un col·lapse o *slaking* dels agregats del sòl degut al desplaçament de l'aire contingut en els porus per l'aigua absorbida³⁹. La distribució global de la concentració de COS en els agregats resistents a la desagregació provocada per aquest humitejament ràpid, retinguts als garbells de 0.053, 0.125, 0.250, 1 i 2 mm pot veure's a la Figura 14. En aquesta s'observa que la concentració de COS en els agregats estables en aigua tendeix a disminuir a mesura que la mida dels agregats augmenta.

³⁹ Veure explicacions més detallades a l'apartat 1.8. Mecanismes de trencament d'agregats per acció de l'aigua.

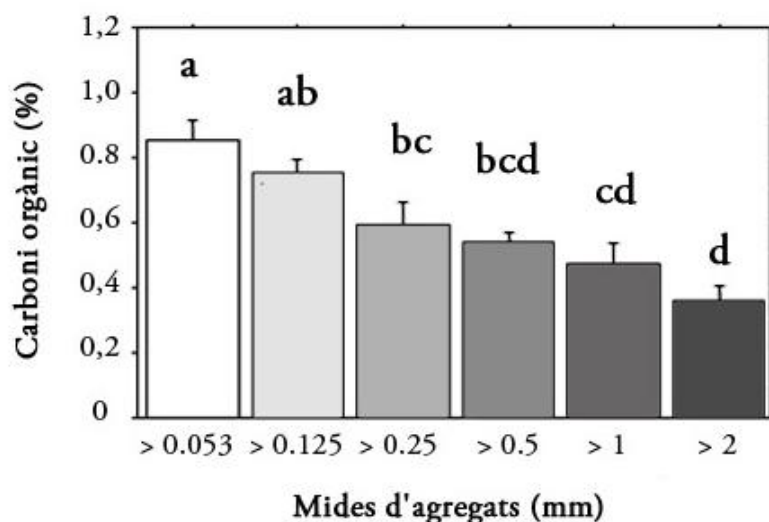


Figura 14. Valors mitjans de la concentració de carboni orgànic en els agregats estables en aigua retinguts en els garbells de 0.053, 0.125, 0.250, 0.5, 1 i 2 mm. Lletres diferents indiquen diferències significatives a $p < 0.05$.

Tenint en compte aquesta informació, s'han analitzat estadísticament els continguts de COS només en els rangs d'agregats estables en aigua corresponents a les mides 5 - 2 mm, 2 - 0.250 mm, 0.250 - 0.053 mm i < 0.053, donat que la distribució de COS només és significativament diferent entre aquests rangs de mides. Al realitzar una anàlisi de la variància de dos factors (diàmetre d'agregats i tractament), s'ha pogut establir que existeix una interacció significativa entre ells (Taula 2). Aquest fet significa que l'efecte de la dosi de fang de depuradora aplicat sobre el contingut de COS dels agregats estables en aigua, varia depenent del rang de mides d'agregats, pel que ha estat necessari analitzar per separat cada una de les mides. A la Figura 15 es pot observar que en el sòl esmenat amb una dosi de 400 Mg ha⁻¹ de fang (15B), 17 anys després, el contingut de COS en els agregats estables en aigua de mida 5 - 2 mm és major al presentat pel sòl esmenat amb 200 Mg ha⁻¹ (7B) i al tractament control (C). En la resta de rangs de mides d'agregats no s'han observat diferències estadísticament significatives.

Taula 2. Resum de les anàlisis de variància de 2 factors dels diferents rangs de mides (5 - 2, 2 - 0.250, 0.250 - 0.053 i < 0.053) i tractaments (control, 200 Mg ha⁻¹ i 400 Mg ha⁻¹).

Paràmetre	Valor p		
	Rang de mides	Tractament	Interacció
COS (%)	NS	NS	0.0049
% agregats	< 0.0001	NS	0.0008
pH	< 0.0001	< 0.005	NS
CE	< 0.0001	NS	NS

COS (%): carboni orgànic en percentatge; % agregats: percentatge en pes dels agregats estables en aigua; pH i CE: pH i conductivitat elèctrica de l'aigua d'immersió dels agregats estables en aigua.

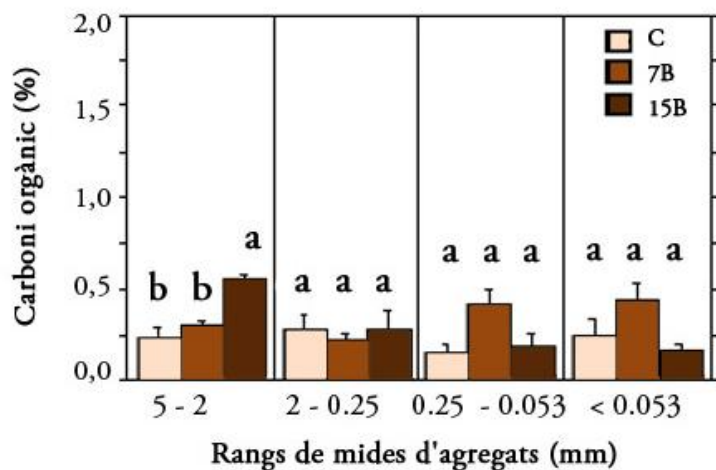


Figura 15. Valors mitjans del contingut de carboni orgànic en els diferents rangs de mides d'agregats segons els diferents tractaments (C = control; 7B = 200 Mg ha⁻¹; 15B = 400 Mg ha⁻¹). Lletres diferents indiquen diferències significatives a $p < 0.05$ en cada rang de mides d'agregats estables en aigua.

Amb la finalitat de donar una idea global al segrest de C en els agregats estables en aigua, s'ha realitzat una anàlisi de variància entre tractaments de l'índex de segrest de carboni (ISC). Aquest s'ha calculat d'una manera molt similar al diàmetre mitjà ponderat (DMP)⁴⁰:

$$ISC = (3.5 \%C_{5-2\text{mm}}) + (1.25 \%C_{2-0.25\text{mm}}) + (0.1515 \%C_{0.25-0.053\text{mm}}) + (0.0265 \%C_{<0.053\text{mm}})$$

Com es mostra a la Figura 16, els agregats estables en aigua del sòl tractat amb 400 Mg ha⁻¹ tenen un ISC major al presentat en els tractaments restants (200 i 0 Mg ha⁻¹ de fang).

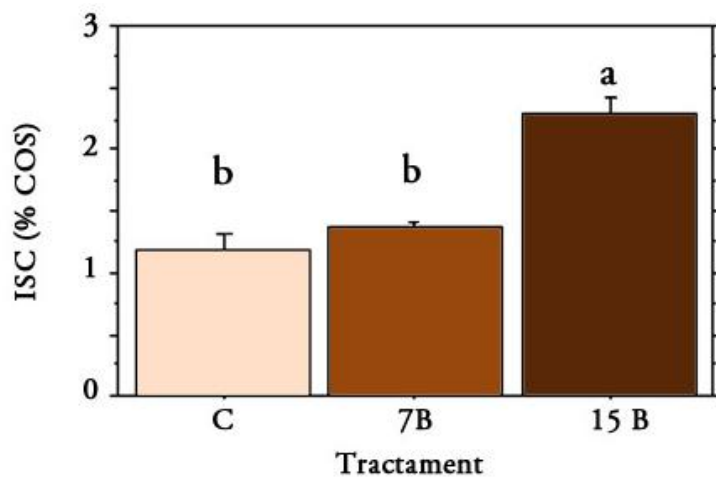


Figura 16. Valors mitjans de l'índex de segrest de carboni (ISC) dels diferents tractaments (C = control; 7B = 200 Mg ha⁻¹; 15B = 400 Mg ha⁻¹) en els agregats estables en aigua. Lletres diferents indiquen diferències significatives a $p < 0.05$ en cada rang de mides d'agregats estables en aigua.

⁴⁰ Veure a "4. Metodologia".

5.2. Estabilitat estructural del sòl i protecció física del carboni orgànic

El diàmetre mitjà ponderat (DMP) dels agregats estables en aigua, després de ser sotmesos a un humitejament ràpid, es veu incrementat en el sòl esmenat amb 400 Mg ha^{-1} (15B) de fang de depuradora (Figura 17 (a)) en comparació amb els altres tractaments (7B i C). Per explicar aquest increment en el DMP, s'ha realitzat una anàlisi de variància de 2 factors (diàmetre d'agregats i tractament), amb el que s'ha pogut determinar que existeix una interacció altament significativa entre aquests dos (Taula 2). Per aquest motiu, ha estat necessari analitzar l'efecte de la dosi de fang de depuradora sobre els percentatges d'agregats estables en aigua, en cada rang de mides per separat (Figura 17 (b)).

Com es pot observar, durant els processos de ruptura dels agregats ocasionats per l'humitejament ràpid, s'ha produït un major percentatge de macroagregats (5 – 2 mm) i un menor de microagregats (0.250 – 0.053 mm) a les mostres 15B (Figura 17 (b)), el que resulta en uns valors més alts de DMP en aquest tractament (Figura 17 (a)).

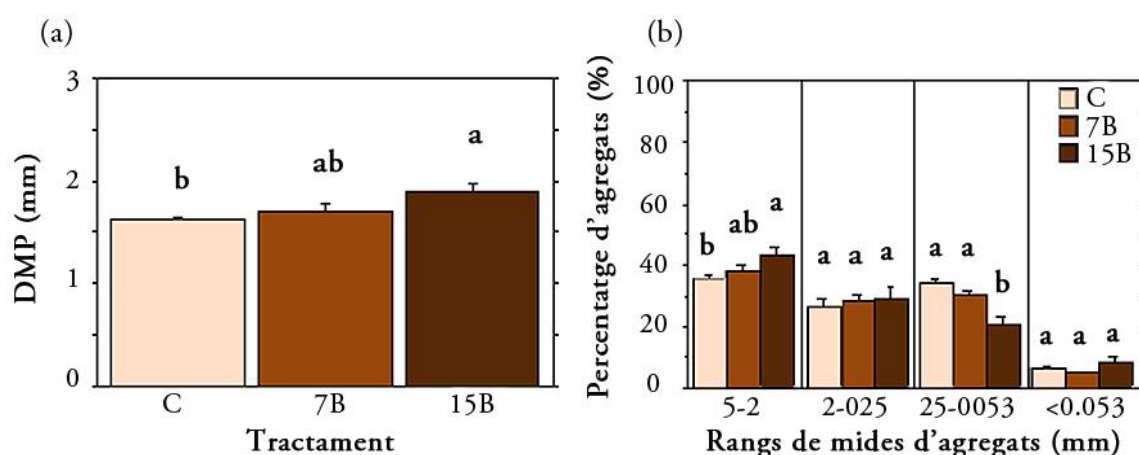


Figura 17. Valors mitjans de: (a) diàmetre mitjà ponderat (DMP) dels diferents tractaments (C = control; 7B = 200 Mg ha^{-1} ; 15B = 400 Mg ha^{-1}), i (b) percentatge d'agregats en els diferents rangs de mides. Lletres diferents indiquen diferències significatives a $p < 0.05$, entre els diferents tractaments i en cada rang de mides d'agregats.

La correlació entre el contingut de COS del sòl i l'estabilitat estructural s'ha analitzat mitjançant una regressió lineal (Figura 18 (a) i (b)). Com es pot observar, els increments en el contingut de COS en els agregats no es corresponen amb els increments del DMP. En contrast, els increments en l'ISC dels agregats estables en aigua (després de ser sotmesos a humitejament ràpid) dels diferents tractaments sí que es correlacionen significativament amb els increments del DMP, de tal manera que a major ISC, major és l'estabilitat estructural del sòl.

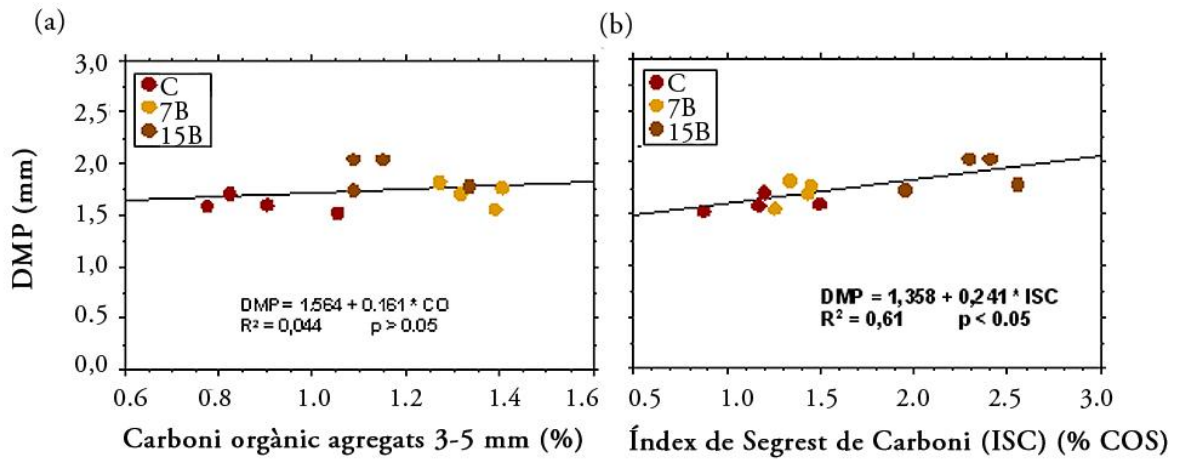


Figura 18. Relació entre: (a) el contingut de carboni orgànic en els agregats entre 3 i 5 mm, i (b) l'índex de segrest de carboni (ISC), amb el diàmetre mitjà ponderat (DMP) en els diferents tractaments (C = control; 7B = 200 Mg ha⁻¹; 15B = 400 Mg ha⁻¹).

Respecte a la relació entre les diferents mides d'agregats estables en aigua i els seus corresponents continguts de COS, no s'ha observat cap relació global significativa (Figura 19). Tot i això, a l'avaluar les fraccions separatament s'ha establert que a mesura que augmenta el percentatge d'agregats entre 5 i 2 mm, major és el percentatge de COS contingut entre ells.

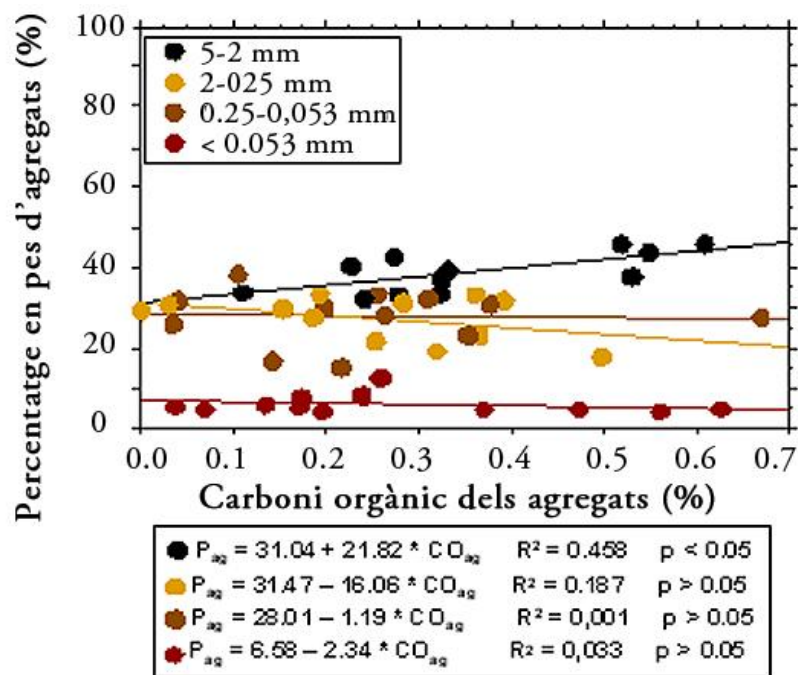


Figura 19. Relació entre el percentatge en pes dels agregats estables en aigua de diferent rang de mides i el seu corresponent contingut de carboni orgànic.

5.3. Efectes de la immersió dels agregats del sòl en el pH i la conductivitat elèctrica de l'aigua

L'humitejament ràpid dels agregats del sòl entre 3 i 5 mm ha provocat canvis significatius en el pH i la conductivitat elèctrica (CE) de l'aigua d'immersió, variació que depèn del rang de mides dels agregats.

Una anàlisi de variància de 2 factors (mida d'agregat i tractament) ha demostrat que existeixen diferències significatives de pH entre les diferents mides d'agregat i entre tractaments (C, 7B i 15B), sense que hi hagi una interacció significativa entre els dos factors (Taula 2). Això significa que l'efecte de la dosi de fang sobre el pH de l'aigua d'immersió és estadísticament similar en tots els rangs de mides d'agregats estables en aigua.

En general, els majors increments en el pH de l'aigua d'immersió han estat deguts al contacte amb els microagregats estables en aigua (< 0.053 mm) i en una menor proporció, al contacte amb els agregats estables en aigua entre $2 - 0.250$ i $0.250 - 0.053$ mm (Figura 20 (a)). Entre tractaments, és el sòl esmenat amb 200 Mg ha^{-1} de fang fresc (7B) el que ha incrementat en major proporció el pH de l'aigua d'immersió en comparació a l'efecte produït pel tractament control (C), sense fang (Figura 20 (b)).

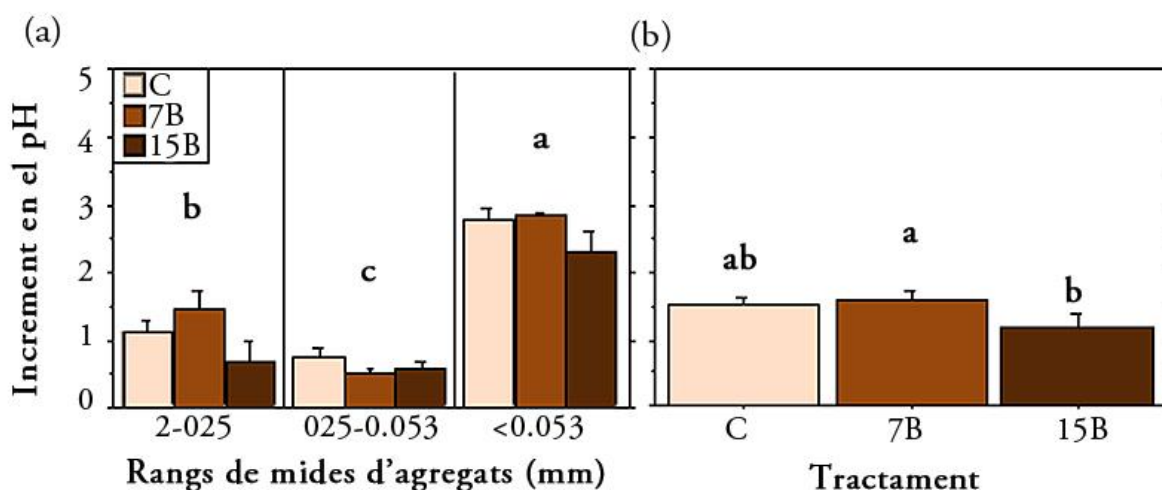


Figura 20. Valors mitjans de l'increment del pH en l'aigua d'immersió en: (a) les diferents mides d'agregats, i (b) els diferents tractaments. Lletres diferents indiquen diferències significatives a $p < 0.05$, entre cada rang de mides d'agregats i els diferents tractaments (C = control; 7B = 200 Mg ha^{-1} ; 15B = 400 Mg ha^{-1}).

D'altra banda, la relació observada entre els diferents rangs de mides d'agregats estables en aigua i l'increment en el pH de l'aigua d'immersió corresponent a cada rang de mides, indica que a mesura que augmenta el percentatge i la mida dels agregats estables en aigua, disminueix l'increment produït en el pH de l'aigua d'immersió (Figura 21).

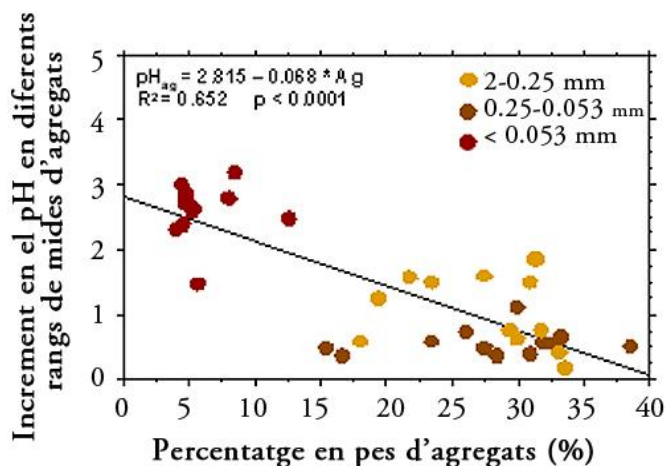


Figura 21. Relació entre l'increment en el pH de l'aigua d'immersió degut al contacte amb els agregats estables en aigua de diferents rangs de mides i del percentatge en pes de cada rang de mides d'agregats.

Pel que fa als canvis observats en la CE de l'aigua d'immersió, una anàlisi de la variància de 2 factors (mida d'agregats i tractament) mostrat que l'increment de la CE de l'aigua d'immersió degut al contacte amb els agregats estables en aigua < 0.053 mm és major al presentat en els altres rangs de mides d'agregats (2 – 0.250 i 0.250 – 0.053 mm) (Figura 22 (a)). D'altra banda, no es presenten diferències significatives d'increments en la CE de l'aigua d'immersió entre els diferents tractaments (Figura 22 (b)), ni una interacció significativa entre els factors de mida d'agregats i els tractaments (Taula 2). També s'ha observat una relació significativa entre els diferents rangs de mides d'agregats estables en aigua i l'increment en la CE de l'aigua d'immersió corresponent a cada rang de mides (Figura 23), en la que increments en el percentatge i la mida dels agregats estables en aigua es corresponen amb la disminució de l'increment produït en la CE de l'aigua d'immersió.

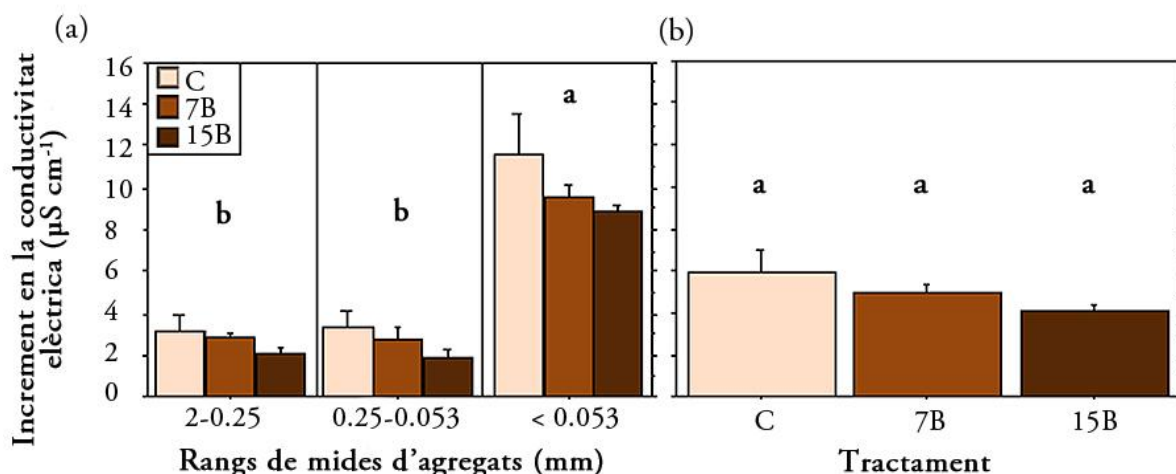


Figura 22. Valors mitjans de l'increment de la conductivitat elèctrica (CE) en l'aigua d'immersió en; (a): les diferents mides d'agregats, i (b): els diferents tractaments. Lletres diferents indiquen diferències significatives a $p < 0.05$, entre cada rang de mides d'agregats i els diferents tractaments (C = control; 7B = 200 Mg ha⁻¹; 15B = 400 Mg ha⁻¹).

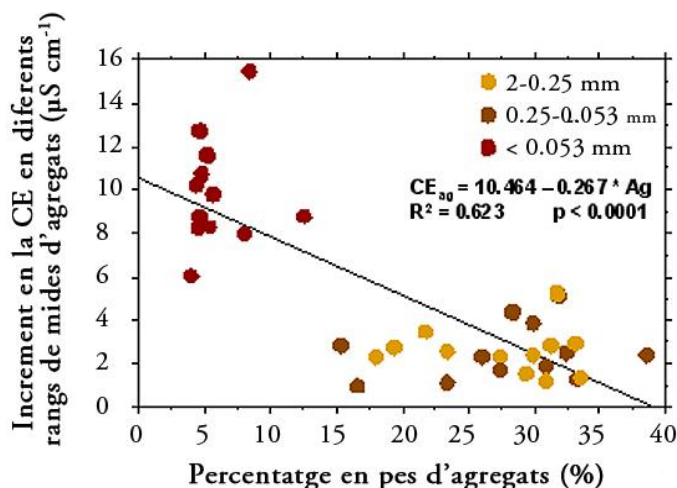


Figura 23. Relació entre l'increment de la conductivitat elèctrica (CE) de l'aigua d'immersió degut al contacte amb els agregats estables en aigua de diferents rangs de mides i el percentatge en pes de cada rang de mides d'agregats.

Finalment, s'han analitzat les relacions entre l'índex de segrest de carboni (ISC) i el diàmetre mitjà ponderat (DMP) amb els increments en el pH i la CE de l'aigua d'immersió (Figura 24). S'ha observat que increments en l'ISC (Figura 24 (a)) i el DMP (Figura 24 (b)) corresponen amb la disminució de l'increment produït pels agregats estables en aigua en el pH de l'aigua d'immersió. Per contra, no existeix una relació significativa entre els increments en la CE de l'aigua d'immersió produïts pels agregats estables en aigua i els valors mitjans d'ISC (Figura 24 (c)) i DMP (Figura 24 (d)).

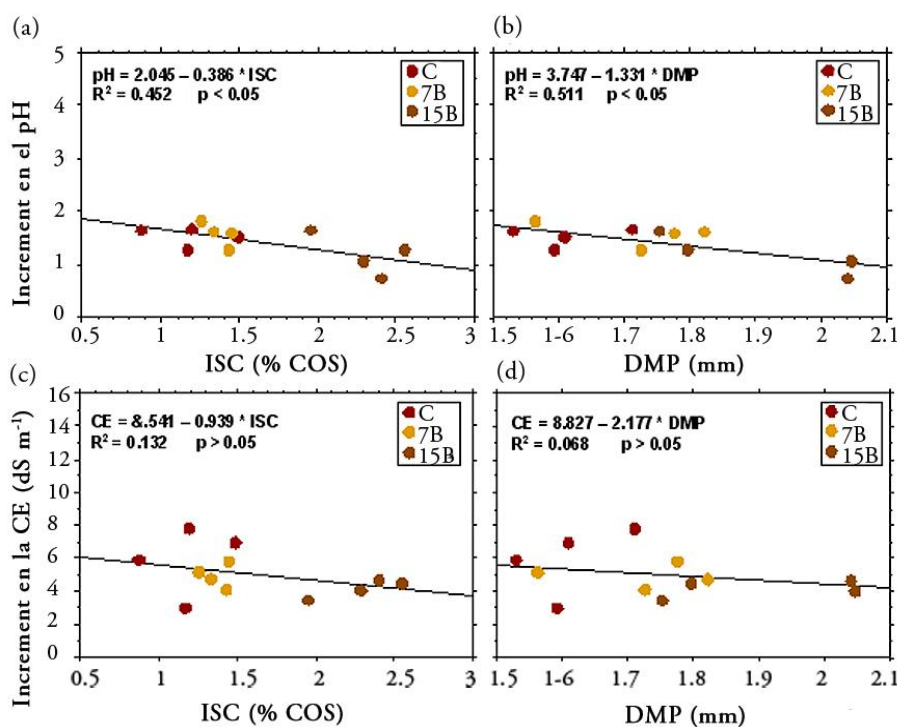


Figura 24. Relacions entre l'increment en el pH de l'aigua d'immersió amb: (a) l'índex de segrest de carboni (ISC), i (b) el diàmetre mitjà ponderat (DMP), i entre l'increment en la conductivitat elèctrica (CE) (c) amb l'ISC i (d) el DMP.

6. DISCUSSIÓ

6.1. Influència a mitjà termini del fang de depuradora sobre el contingut de carboni orgànic del sòl

L'aplicació de fangs de depuradora (amb les dues dosis estudiades 200 Mg ha⁻¹ i 400 Mg ha⁻¹) al sòl de la pedrera estudiada ha fet augmentar el seu nivell de COS, just després de ser incorporats al sòl (Sort, 1997) i també 17 anys després de l'addició. D'aquesta manera, es comprova que l'aplicació de fangs de depuradora és una bona tècnica per pal·liar les deficiències dels substrats aplicats a la restauració (almenys, des del punt de vista del COS) (Albiach *et al.*, 2001; Alcañiz *et al.*, 2008), especialment en els sòls de naturalesa calcària (Sopper, 1993; Ortiz, 1998; Alcañiz *et al.*, 2008). A més, tant el tractament 7B (200 Mg ha⁻¹) com el 15B (400 Mg ha⁻¹) augmenten el nivell deficitari de MO de la parcel·la control, sense addició de fang, (inferior al 0,8-1%) fins a valors habituals per a l'horitzó superficial d'un sòl de tipus forestal, compresos entre l'1 i el 5% (Alcañiz *et al.*, 2008).

Així, el sòl esmenat amb fangs de depuradora constitueix, efectivament, un substrat que estimularà l'activitat biològica del sòl (Metzger i Yaron, 1986; Kuzyakov *et al.*, 2000), podent influir indirectament a la millora de l'estructura del sòl com es discutirà al següent apartat (Metzger i Yaron, 1986; Tester, 1990; Sopper, 1993; Sollins *et al.*, 1996; Sort i Alcañiz, 1998). D'aquesta manera es pot afirmar que, en aquest sentit, es disposa d'un substrat millor que el control pel desenvolupament de la vegetació en el procés de rehabilitació d'aquesta pedrera (Tester, 1990; Sopper, 1993; Pichtel *et al.*, 1994; Jakobsen, 1995; Sollins *et al.*, 1996; Navas *et al.*, 1999; Balanyà *et al.*, 2002; Ojeda *et al.*, 2008; Alcañiz *et al.*, 2008), ja que, a més dels nutrients continguts en els fangs, cal recordar que la MO és un component minoritari dels sòls però té una gran influència en el manteniment d'unes bones condicions per al creixement vegetal i pel desenvolupament de tot l'ecosistema edàfic (Alcañiz *et al.*, 2008).

La tendència de major quantitat de C a major dosi de fang aplicat ja es va observar en les mostres l'any '93, '94 i '95, és a dir, 0,5, 1 i 2 anys després de l'aplicació, respectivament (Sort, 1997), ara bé el fet que es mantinguin actualment aquests continguts no s'explica solament per l'addició de fangs atès que la MO que contenen és força làbil i per tant biodegradable. En aquest sentit cal destacar que, com afirmaren Metzger i Yaron (1986), interessa que la persistència mitjana del COS del fang sigui llarga, ja que està directament relacionada amb la durada dels efectes dels fangs en les propietats del sòl. Aleshores, observant que actualment, 17 anys després, es manté la mateixa tendència, es podrien donar dues explicacions:

- Que el C mesurat actualment fos el mateix que es va analitzar a partir de l'any '93. Això significaria que el COS analitzat podria representar el *pool* intermedi de MOS, segons la classificació de Lützow *et al.*, i que aquest reservori podria arribar a durar fins a 100 anys en el sòl, i que per tant, presentaria una persistència elevada. (Cal recordar que es recomana que la MO dels fangs de depuradora tinguin un grau d'estabilitat major el 40% (Alcañiz *et al.*, 2008)).

dels microagregats és major (Elliott, 1986; Beare *et al.*, 1994; Besnard *et al.*, 1996; Jastrow *et al.*, 1996; Six *et al.*, 1998, 2002; Puget *et al.*, 2000; Gale *et al.*, 2000; Six *et al.*, 2000), i és una altra de les conseqüències de la jerarquia d'agregats de Tisdall i Oades (1982) (Elliott, 1986; Jastrow, 1996).

Donat que el tractament 400 Mg ha⁻¹ (15B) concentra alts continguts de COS en els agregats més grans, es pot afirmar que les pèrdues de COS per erosió superficial o fluxos subsuperficials amb aquest tractament és menys probable (Tester, 1990; Sopper, 1993; Pichtel *et al.*, 1994; Jakobsen, 1995; Sollins *et al.*, 1996; Navas *et al.*, 1999; Balanyà *et al.*, 2002; Ojeda *et al.*, 2003; Ojeda *et al.*, 2008; Alcañiz *et al.*, 2008), tot i que sí que hi podria haver una pèrdua apreciable de COS si el terreny es dediqués a l'activitat agrícola, ja que els macroagregats són més sensibles a aquest tipus de pertorbació que els microagregats (Tisdall i Oades, 1982; Oades, 1984; Elliott, 1986; Hadas, 1987; Emerson i Greenland, 1990; Hadas, 1990; Besnard *et al.*, 1996; Amézketa, 1999; Six *et al.*, 2002, 2004).

Finalment, els agregats estables en aigua del sòl tractat amb 400 Mg ha⁻¹ (15B) tenen un índex de segrest de carboni (ISC) major al dels tractaments restants (200 i 0 Mg ha⁻¹ de fang). Els nivells de COS en els macroagregats d'entre 3 i 5 mm abans de ser sotmesos a humitejament ràpid, i el valor de l'ISC dels agregats resistents a l'humitejament ràpid són lleugerament diferents: en el primer cas, com s'ha comentat, els nivells de COS dels agregats tractats amb 400 Mg ha⁻¹ (15B) o 200 Mg ha⁻¹ (7B) són significativament més alts que els del tractament control, però no hi ha diferències entre ells; en canvi, l'ISC dels agregats estables en aigua és major en el tractament 15B, respecte el 7B i el C. Això pot significar que es dona una pèrdua menor de COS en el sòl tractat amb 400 Mg ha⁻¹ (15B), és a dir, que aquest tractament segurament redueix més el fenomen de l'*slaking* en comparació als altres dos, i que, per tant, els seus agregats no pateixen tant trencament físic, el que provoca l'alliberament del COS protegit físicament (Oades i Waters, 1991; Six *et al.*, 2000).

6.2. Estabilitat estructural del sòl i protecció física del carboni orgànic

El diàmetre mitjà ponderat (DMP) dels agregats estables en aigua, després de ser sotmesos a humitejament ràpid, ha resultat ser major en el tractament 15B (400 Mg ha⁻¹) respecte els altres dos. Això es deu principalment al fet que, durant els processos de ruptura dels macroagregats inicials ocasionats per l'humitejament ràpid s'ha produït una major proporció de macroagregats (5 – 2 mm) i una menor de microagregats (0.250 – 0.053 mm) a les mostres 15B. Per tant significa que l'estabilitat estructural del sòl esmenat amb 400 Mg ha⁻¹ és major a la del sòl esmenat amb 200 Mg ha⁻¹ (7B) i a la del tractament control, sota condicions d'inundació o pluja torrencial, simulades mitjançant el test d'humitejament ràpid (Le Bissonnais, 1996). Aquests resultats són comparables als de molts altres autors, com Albiach *et al.* (2001), Ojeda (2005) i Ojeda *et al.* (2008).

Aquesta tendència ja s'apreciava 1 i 2 anys després de l'addició de fangs, tot i que era molt més marcada mig any després (Sort, 1997). Cal destacar, però, que els DMP màxims dels agregats estables en aigua calculats els anys '93, '94 i '95, no passaven d'1 mm, en canvi els calculats 17

anys després arriben fins als 2 mm. Aquesta comparació de dades reafirmaria el fet que els fangs propicien l'augment de l'estabilitat estructural dels sòls a curt i també a mitjà termini (17 anys).

Per verificar la correlació entre la MO aportada i l'estabilitat estructural del sòl, s'ha calculat la regressió lineal entre el contingut de COS i l'estabilitat estructural. Aquesta correlació no és significativa en el cas dels agregats entre 3 i 5 mm, però sí que ho és amb l'ISC dels agregats estables en aigua; concretament, a mesura que augmenta l'ISC, augmenta també el DMP. Aquesta diferència de correlacions que s'observa entre el DMP i l'ISC pot ser deguda, probablement, al fet que el test d'estabilitat estructural de Le Bissonnais (1996) és un dels pocs que intenta simular processos de desagregació que succeeixen al camp, i, a més, en el present projecte només s'ha analitzat el contingut de C en els agregats estables en aigua després d'un sol test, el d'humitejament ràpid. Els resultats de Le Bissonnais i Arrouays (1997) i Ojeda *et al.* (2008) mostren que, tot i no trobar-se una correlació significativa entre aquests dos paràmetres per cada test per separat (humitejament ràpid, humitejament lent i trencament mecànic per sacsejada després d'haver humitejat), al fer el promig dels valors de DMP dels tres tests i correlacionar-lo amb el contingut de COS, la regressió és significativa i positiva. Tisdall i Oades (1982) també van demostrar que els canvis en l'agregació estable en aigua estan correlacionats amb canvis en el contingut de MOS total a llarg termini.

Per tant, es pot afirmar que a més contingut de COS (més ISC) major és l'estabilitat estructural del sòl (Emerson, 1959; Tisdall i Oades, 1982; Emerson i Greenland, 1990; Le Bissonnais, 1996). Aquests resultats suggereixen que és necessari tenir una idea de la distribució del COS en els agregats per establir una relació entre el COS i l'estabilitat del sòl, durant episodis d'inundació o pluja torrencial, ja que, si el COS es trobés associat, per exemple, amb els agregats < 0.053 mm, no augmentaria la resistència del sòl a la desagregació, cas contrari al present, on el tractament 15B incrementa la quantitat de macroagregats estables en aigua (de 2 - 5 mm) en el sòl.

Respecte a la relació entre les diferents mides d'agregats estables en aigua i els seus corresponents continguts de COS, no s'ha observat cap relació global significativa, però sí que s'ha establert que a mesura que augmenta el percentatge d'agregats estables en aigua d'entre 5 i 2 mm, major és el percentatge de COS contingut entre ells. Puget *et al.* (2000), de la mateixa manera, afirmaven que l'estabilitat física dels agregats entre 5 i 2 mm es podia atribuir a la presència de MO làbil, i que l'estabilitat global d'un sòl sorgeix per la presència de macroagregats estables.

Així, es pot afirmar que l'estabilitat del sòl augmenta amb la dosi de fang aplicat (Metzger i Yaron, 1986; Sort, 1997; Puget *et al.*, 2000; Albiach *et al.*, 2001; Ojeda *et al.*, 2008), i que això succeeix especialment amb la fracció d'agregats estables en aigua entre 5 i 2 mm (Metzger i Yaron, 1986; Puget *et al.*, 2000; Albiach *et al.*, 2001; Ojeda, 2005; Ojeda *et al.*, 2008). Aquest efecte té relació amb la MO aplicada, que és el factor principal responsable de l'estabilitat dels agregats del sòl (Metzger i Yaron, 1986). Això es deu, segurament, a la reducció (directa o indirecta) de l'*slaking* causada per la major quantitat de MO present (Sullivan, 1990; Ojeda *et al.*, 2008), com

s'intuïa amb les dades analitzades de anteriorment. Aquesta major estabilitat estructural segurament també dona als agregats del tractament 15B una reducció de l'*splash* (almenys en el primer any d'agregació) (Sullivan, 1990; Sort i Alcañiz, 1998) i del *microcracking* (Ojeda *et al.*, 2008), així com un menor risc d'erosió, com ja s'ha comentat (Tester, 1990; Sopper, 1993; Pichtel *et al.*, 1994; Jakobsen, 1995; Sollins *et al.*, 1996; Navas *et al.*, 1999; Balanyà *et al.*, 2002; Ojeda *et al.*, 2008; Alcañiz *et al.*, 2008).

Aquesta major estabilitat que la MO aporta a l'estructura del sòl es deu a:

- El paper de lligand que desenvolupa la MO, per exemple, unint les partícules d'argila i grans de quars (segons Emerson, 1959), i/o les partícules d'argila, un metall polivalent (Fe, Al, Ca) i un complex organometàl·lic (segons Edwards i Bremner, 1967 -citats per Six *et al.*, 2004-). Així, la MOS pot incrementar la cohesió dels agregats mitjançant el lligament de les partícules minerals a través de polímers orgànics (Tisdall i Oades, 1982; Chenu, 1989; Doriotz *et al.*, 1993).

- L'estimulació de l'activitat microbiana i faunística, i per tant també del creixement vegetal. Cada un d'aquests components contribueixen a l'estabilització del sòl, física, química o biològicament, a través de diferents mecanismes⁴¹ (Tisdall i Oades, 1982; Oades, 1984; Metzger i Yaron, 1986; Lee i Foster, 1991; Oades, 1993; Golchin *et al.*, 1994, 1995; Guggenberger *et al.*, 1994; Degens, 1997; Angers i Caron, 1998; Ortiz, 1998; Amelung *et al.*, 1999; Amézketa, 1999; Kögel-Knabner, 2002; Kiem i Kögel-Knabner, 2003; Knicker, 2004; Lützow *et al.*, 2006).

- La modificació de propietats com la densitat aparent, la porositat i la distribució de mida dels porus del sòl (Metzger i Yaron, 1986), que, segons la bibliografia, causa aquesta major quantitat de MO al sòl, incrementant així la infiltració (Metzger i Yaron, 1986; Sort i Alcañiz, 1998; Sullivan, 1990; Ojeda *et al.*, 2003) i, per tant, donant lloc a un sòl més estable i menys vulnerable davant l'erosió i la desagregació mecànica.

- La hidrofobicitat que aporta la MO del fang als agregats del sòl, que causa una reducció de la seva taxa d'humitejament, i conseqüentment la proporció d'*slaking*, i per tant millora l'estabilitat dels agregats (Chenu, 1989; Sullivan, 1990; Piccolo i Mbagwu, 1999; Goebel *et al.*, 2005; Woche *et al.*, 2005; Lützow *et al.*, 2006)

D'altra banda, l'accessibilitat (i protecció física) del COS en aquests sòls esmenats, influirà en l'estabilitat del COS. La protecció física del C en dins dels agregats del sòl és un dels mecanismes d'estabilització de COS més importants en el sòl (Rovira i Vallejo, 2003), i, segons els resultats, majoritàriament el COS està protegit en les fraccions majors d'agregats, influenciant l'accessibilitat del substrat per als microorganismes i la fauna, i també les taxes de difusió de l'oxigen i els productes procedents de les reaccions de síntesi extracel·lulars, tot i que en menor grau que en els microagregats (Adu i Oades, 1978; Sexstone *et al.*, 1985; Elliott i Coleman, 1988; Hattori, 1988; Golchin *et al.*, 1994; Priesack i Kisser-Priesack, 1993; Sollins *et al.*, 1996; Ekschmitt *et al.*, 2008). A més, la hidrofobicitat aportada per la MO del fang redueix la superfície humitejable, fet que dona lloc a taxes de descomposició més baixes, igual com l'absència d'aigua

⁴¹ Revisar l'apartat "1.7. Formació i estabilització d'agregats".

restringeix directament les condicions de vida dels microorganismes (Bachmann *et al.*, 2008). Així, segons Lützow *et al.* (2006) es podria afirmar que aquest és un altre argument per dir que l'aplicació de fangs de depuradora en un sòl redueix l'accessibilitat de la MO (al menys de part de la MO) als microorganismes.

Per tant, el COS segrestat pels macroagregats tindrà una durada d'anys en el sòl (tot i que el COS segrestat pels microagregats pot arribar a tenir una durada de dècades (Puget *et al.*, 2000)). És a dir, que una major part de COS perdurará més temps en els sòls esmenats amb fangs de depuradora que en els sòls sense aquesta aplicació. A més, els fangs aporten nutrients i contribueixen a mantenir una bona estructura en el sòl apte pel creixement vegetal i el desenvolupament d'un bon ecosistema (Alcañiz *et al.*, 2008), i redueixen les pèrdues de COS per erosió, com s'ha comentat.

Malgrat tot, per conèixer l'estabilitat del COS amb més detall i amb més fiabilitat en aquest sòl, s'haurien de mirar els dos altres factors que l'afecten (Sollins *et al.*, 1996; Lützow *et al.*, 2006): les interaccions intermoleculares entre substàncies orgàniques i inorgàniques i la recalcitrància d'aquest C. També caldria estudiar més a fons l'accessibilitat, analitzant, per exemple, la distribució de la porositat en el sòl (Adu i Oades, 1978; Killham *et al.*, 1993; Sollins *et al.*, 1996; Rovira i Vallejo, 2003; Lützow *et al.*, 2006).

6.3. Segrest de carboni i canvi climàtic⁴²

Tenint en compte que la quantitat de MO en els sòls representa un dels reservoris més grans de C orgànic a escala global (Schlesinger, 1995), qualsevol canvi en la mida i el temps de renovació dels *pools* de C pot alterar potencialment la concentració de CO₂ atmosfèric i el clima global (Lützow *et al.*, 2006).

En funció de les característiques pròpies o de l'ús que se li dona, el sòl juga un paper actiu o passiu en l'emissió i captura dels gasos amb efecte hivernacle, com el CO₂. Així, el sòl captura CO₂ transformant-lo en carbonats, o per la fixació fotosintètica del carboni atmosfèric en la biomassa vegetal que posteriorment s'incorpora al sòl, i allibera altre cop el carboni en forma de CO₂ mitjançant els processos de descomposició (Alcañiz *et al.*, 2005). En termes generals, els sòls poden participar en la regulació del canvi climàtic de dues maneres (Blum, 1998 -citada per Alcañiz *et al.*, 2005-):

1) La producció de biomassa, com s'ha comentat, que permet segrestar el carboni de l'atmosfera, fixat en la matèria vegetal desenvolupada i que, posteriorment, s'incorpora al sòl en formes estables com l'humus (Blum, 1998 -citada per Alcañiz *et al.*, 2005-). De forma simplificada, es pot dir que els productors primaris retiren CO₂ de l'atmosfera, el redueixen gràcies als electrons que proporciona l'aigua i l'energia de la llum, i produeixen així la MO, alliberant oxigen (CREAF, 2005).

2) La capacitat per filtrar, emmagatzemar i transformar, atribucions que l'habiliten per interaccionar amb substàncies presents en altres components de l'ambient. Cal tenir molt present

⁴² Explicació del fenomen del canvi climàtic i del Protocol de Kyoto a l'annex "11.3.3. Canvi climàtic".

que la majoria dels cicles biogeoquímics rauen, en algun moment, en el sòl. Des del punt de vista del canvi climàtic, els cicles que tenen una importància especial són els del carboni i del nitrogen.

Per tant, els sòls són esmorteïdors del canvi climàtic com a segrestadors de CO₂ atmosfèric (ECCP, 2001 -citad per Alcañiz *et al.*, 2005-; EuroCARE, 2002; CREAM, 2005), i també com a productors de cultius energètics (ECCP, 2003 -citad per Alcañiz *et al.*, 2005-) que es plantegen com una alternativa o complement als combustibles fòssils.

Analitzant els resultats del present projecte en aquest context Six *et al.* (2000) van presentar uns resultats demostrant amb el seu model de formació d'agregats la importància de l'agregació en el sòl (i més específicament de les interaccions entre la MOS i les dinàmiques d'agregats) en el control del segrest de C.

Per tant, tenint en compte la discussió dels apartats anteriors, l'augment en la producció de biomassa que propicien indirectament els fangs de depuradora (Tester, 1990; Sopper, 1993; Pichtel *et al.*, 1994; Jakobsen, 1995; Sollins *et al.*, 1996; Navas *et al.*, 1999; Balanyà *et al.*, 2002; Ojeda *et al.*, 2008; Alcañiz *et al.*, 2008) i l'increment en la formació d'agregats que s'ha corroborat amb els resultats presentats afavoreixen que el segrest de C en el sòl augmenti, tot i que el potencial final de l'estabilització de C als sòls i els seus mecanismes encara no són ben coneguts (Lützow *et al.*, 2006). No obstant, sí que es pot establir una primera aproximació en aquest sentit, suggerint que l'aplicació de fangs en les àrees degradades podria augmentar, tot i que les dades no permeten saber fins a quin grau, el paper esmorteïdor del sòl sobre l'increment del CO₂ atmosfèric (Rovira i Vallejo, 2003).

En el present projecte s'ha pogut determinar quantitativament que l'augment de segrest de carboni en les parcel·les esmenades amb fangs de depuradora respecte els controls, 17 anys després de la intervenció, ha estat del 0,4%. Tenint en compte que les mostres analitzades es van prendre fins a 20 cm de profunditat i que la densitat aparent del sòl és de 1,39 Mg m⁻³ (Taula 1), s'ha pogut calcular que l'augment a mitjà termini de la capacitat de segrest de carboni en aquest sòl atribuïble al fang de depuradora és d'aproximadament 10,4 Mg ha⁻¹. És a dir, que l'aplicació d'aquesta esmena orgànica ha afavorit que aquest sòl sigui capaç de retenir, potencialment, uns 0,6 Mg de C de CO₂ anuals més que el sòl control.

Aquesta seria una primera base per seguir estudiant i aprofundint en la capacitat dels sòls restaurats amb esmesnes orgàniques d'acumular i d'estabilitzar COS per avaluar en quin grau l'increment del CO₂ atmosfèric podria ser compensat per polítiques com la reforestació d'àrees degradades, o el canvi d'algunes pràctiques d'agricultura comunes o de la gestió del sòl (Rovira i Vallejo, 2003).

6.4. Efectes de la immersió dels agregats del sòl sobre el pH i la conductivitat elèctrica de l'aigua

Els canvis que ha provocat l'humitejament ràpid dels agregats del sòl entre 3 i 5 mm en el pH i la conductivitat elèctrica (CE) de l'aigua d'immersió estan molt relacionats amb l'estabilitat dels agregats.

El canvi en el pH de l'aigua d'immersió s'ha donat sempre en forma d'augment del mateix. Això és degut al fet que els agregats, al trencar-se, alliberen els cations retinguts provinents del propi sòl (cal recordar que en aquest cas és calcari, és a dir, un sòl de pH bàsic) i del fang aplicat. Els resultats fan pensar, però, que els cations provinents del fang són menors que els provinents del propi sòl, ja que les diferències entre tractaments són molt petites.

En general, els majors increments en el pH de l'aigua d'immersió han estat deguts al contacte amb els microagregats estables en aigua (< 0.053 mm), enfront als agregats majors. Aquest resultat es podria explicar amb dos fets:

1. Aquests últims, al ser més estables, com s'ha comentat en l'anàlisi de l'estabilitat dels agregats, no alliberen tants cations, produint així un menor augment en el pH de l'aigua d'immersió. És a dir, que a major trencament dels agregats, major és la quantitat de cations que són alliberats.

2. La major quantitat de MO dels macroagregats els confereix una major capacitat tamponant. És a dir, que la major presència de MO atenua els canvis de pH captant els cations en la seva superfície.

Aquests dos efectes segurament es complementen conferint als agregats menors més capacitat de variar el pH de l'aigua d'immersió.

D'altra banda, s'ha observat que a mesura que augmenta el percentatge i la mida dels agregats estables en aigua, l'ISC i el DMP, no augmenta tant el pH de l'aigua d'immersió. D'aquesta manera es confirma que la protecció física va molt lligada a l'estabilitat dels agregats, correlacionada a la vegada amb el contingut de MO.

En el cas de la CE, també augmenta en l'aigua d'immersió amb els agregats < 0.053 mm. Aquestes dades corroboren que aquests agregats són els que alliberen més ions. Pel que fa a la dosi de fang aplicada, però, no s'observa cap diferència entre tractaments, per això es pot afirmar que els ions alliberats no provenen del fang, sinó del sòl, almenys en gran part.

D'altra banda, s'ha observat que a mesura que augmenta el percentatge i la mida dels agregats estables en aigua, disminueix l'increment produït en el pH de l'aigua d'immersió, però no passa el mateix amb increments de l'ISC i el DMP. És a dir, que entre l'estabilitat dels agregats i l'augment en la CE de l'aigua d'immersió s'observa una tendència, però no és significativa.

Finalment, es pot concloure que un sòl més estable afavorirà que el pH i la CE de la dissolució del sòl es mantinguin més o menys constants, i produirà menys canvis dels mateixos paràmetres en l'aigua d'escorrentia o de pluja que un amb menor estabilitat.

7. CONCLUSIONS

- L'aplicació de fangs de depuradora és una bona tècnica per la restauració del sòl de les zones afectades per activitats extractives, ja que a mitjà termini (17 anys) contribueix a augmentar el contingut de carboni orgànic en els agregats del sòl, proporcionant unes bones condicions per al creixement vegetal i pel desenvolupament de tot l'ecosistema edàfic.
- Una aportació de fangs de depuradora al sòl redueix les pèrdues de carboni orgànic per erosió, ja que els macroagregats formats (entre 5 i 2 mm) són més resistents i acumulen més carboni. És a dir, es formen més agregats i de mides més grans i es redueix el fenomen de l'*slaking*, disminuint, a la vegada, la pèrdua del carboni orgànic que es troba protegit físicament, el que confereix més estabilitat a mitjà termini.
- L'aplicació de fangs de depuradora al sòl redueix l'accessibilitat de la matèria orgànica als microorganismes ja que queda protegit físicament.
- Per establir la relació entre el carboni orgànic del sòl i la seva estabilitat és necessari conèixer com es distribueix aquest carboni entre els agregats del sòl.
- La matèria orgànica aportada pels fangs de depuradora augmenta la capacitat tamponant del sòl com es dedueix de les variacions de pH i de conductivitat elèctrica de la dissolució en comparació al control, i per tant, les seves fluctuacions seran menors.
- L'augment en la producció de biomassa i l'increment en la formació d'agregats que propicien indirectament els fangs de depuradora afavoreixen que el segrest de C en el sòl augmenti a mitjà termini, fet destacable com a mesura que pot contribuir a fixar més CO₂ atmosfèric.

8. RECOMANACIONS PER A LA RECERCA FUTURA I LA GESTIÓ DE LA MATÈRIA ORGÀNICA EN SÒLS DEGRADATS

- Per tal d'establir la dosi d'esmena orgànica més adequada per la restauració, és important conèixer la distribució de les mides d'agregats del sòl i com pot millorar una vegada incorporada.
- Un seguiment periòdic de l'evolució de l'estabilitat del sòl i de la quantitat i tipus de matèria orgànica, juntament amb el control de la seva protecció física, serien punts claus per establir si el sòl restaurat està progressant adequadament
- Caldria realitzar estudis més exhaustius sobre els canvis químics que pot produir l'incorporació d'esmenes orgàniques sobre l'aigua edàfica o d'escorrentia, en relació a la seva qualitat i risc de contaminació.
- És convenient dur a terme projectes relacionats amb la capacitat de segrest de carboni i la seva persistència en sòls restaurats amb esmenes orgàniques a llarg termini.
- A nivell de recerca cal desenvolupar mètodes quantitius més precisos per determinar el potencial d'estabilització de carboni en els sòls i el seu rol en el context de canvi climàtic.

9. REFERÈNCIES

9.1. Llibres, articles i altres documents

- Adriano, D.C., 2001. *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals*. Springer Verlag, New York.
- Adu, J.K., Oades, J.M., 1978. *Physical factors influencing decomposition of organic materials in soil aggregates*. *Soil Biology and Biochemistry*, 10, 109-115.
- Adu, J.K., Oades, J.M., 1978. *Utilization of organic materials in soil aggregates by bacteria and fungi*. *Soil Biology and Biochemistry*, 10, 117-122.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F., 2001. *Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil*. *Bioresource Technology*, 76, 125-129.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F., 2001. *Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years*. *Bioresource Technology*, 77, 109-114.
- Alcañiz, J.M., Boixadera, J., Felipó, M.T., Ortiz, O., Poch, R.M. 2005. *El paper dels sòls de Catalunya en el canvi climàtic. A: Informe del canvi climàtic a Catalunya*. Consell Assessor per al Desenvolupament Sostenible, Generalitat de Catalunya. Servei Meteorològic de Catalunya.
- Alcañiz, J.M., Ortiz, O., Varabassa, V., Uceda, M., Moliner, M., Serra, E., 2007. *Aprofitament de fangs de depuradora en la restauració de pedreres*. III Jornades Tècniques de Gestió de Sistemes de Sanejament d'Aigües Residuals, Tractament i valorització de fangs. Barcelona.
- Alcañiz, J. M., Ortiz, O., Carabassa, V. (Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, CREAM), 2008. *Utilització de fangs de depuradora en restauració. Manual d'aplicació en activitats extractives i terrenys marginals*. Agència Catalana de l'Aigua (ACA), Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient i Habitatge (DMAH).
- Al-Durrah, M.M., Bradford, J.M. 1982. *The mechanism of raindrop splash on soil surfaces*. *Soil Science Society of America Journal*, 46, 1086-1090.
- Alloway, B. J., Jackson, A.P., 1991. *The behaviour of heavy metals in sewage sludge-amended soils*. *The Science of the Total Environment*, 100, 151-176.
- Amelung, W., Zhang, X., Flach, K.W., Zech, W., 1999. *Amino sugars in native grassland soils along a climosequence in North America*. *Soil Science Society of America Journal*, 63, 86-92.
- Amézketa, E., Singer, M.J., Le Bissonnais, Y., 1996. *Testing a new procedure for measuring water-stable aggregation*. *Soil Science Society of American Journal*, 60, 888-894.
- Amézketa, E., 1999. *Soil aggregate stability: a review*. *Journal of Sustainable Agriculture*, 14, 83-151.
- Anderson, D.W., Saggar, S., Bettany, J.R., Stewart, J.W.B. 1981. *Particle-size fractions and their use in studies of soil organic matter. I. The nature and distribution of forms of carbon, nitrogen and sulfur*. *Soil Science Society of America Journal*, 45, 767-772.
- Anderson, D.W., Paul, E.A., 1984. *Organo-mineral complexes and their study by radiocarbon dating*. *Soil Science Society of America Journal*, 48, 298-301.
- Andrade, G., Mihara, K.L., Linderman, R.G., Bethlenfalvay, G.J., 1998. *Soil aggregation status and rhizobacteria in the mycorrhizosphere* *Plant and soil*, 202, 89-96.

- Angers, D.A., Recous, S., Aita, C., 1997. *Fate of carbon and nitrogen in water-stable aggregates during decomposition of C^{-13} $15N^{15}$ -labelled wheat straw in situ*. *European Journal of Soil Science*, 48, 295–300.
- Angers, D.A., Caron, J., 1998. *Plant-induced changes in soil structure: processes and feedbacks*. *Biogeochemistry*, 45, 55–72.
- Arduino, E., Barberis, E., Boero, V., 1989. *Iron oxides and particle aggregation in B horizons of some Italian soils*. *Geoderma*, 45, 319–329.
- Arshad, M.A., Coen, G.M., 1992. *Characterization of soil quality: Physical and chemical criteria*. *American Journal of Alternative Agriculture*, 7, 25-3.1
- Bachmann, J., Guggenberger, G., Baumgartl, T., Ellerbrock, R.H., Urbanek, E., Goebel, M.O., Kaiser, K., Horn, R., Fischer, W.R., 2008. *Physical carbon-sequestration mechanisms under special consideration of soil wettability*. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171, 14–26.
- Balanyà, T., Bonmatí, M., Pujolà, M., 2002. *L'aplicació de fangs de depuradora en la restauració de pedreres de calcàries*. *Arxius de l'Escola Superior d'Agricultura de Barcelona*, 6.
- Baldock, J.A., Aoyanna, M., Oades, J.M., Grant, C.D., 1994. *Structural amelioration of a South Australian red-brown earth using calcium and organic amendments*. *Australian Journal of Soil Research*, 32, 571–594.
- Baldock, J.A., Skjemstad, J.O., 2000. *Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack*. *Organic geochemistry*, 31, 697-710.
- Baldock, J.A., Masiello, C.A., Gelinas, Y., Hedges, J.I. 2004. *Cycling and composition of organic matter in terrestrial and marine ecosystems*. *Marine Chemistry*, 92, 39–64.
- Balesdent, J., 1987. *The turnover of soil organic fractions estimated by radiocarbon dating*. *The Science of the Total Environment*, 62, 405-408.
- Balesdent, J., 1996. *The significance of organic separates to carbon dynamics and its modeling in some cultivated soils*. *European Journal of Soil Science*, 47, 485–493.
- Balesdent, J., Balabane, M. 1996. *Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils*. *Soil Biology and Biochemistry*, 28, 1261–1263.
- Barois, I., Villemin, G., Lavelle, P., Toutain, F., 1993. *Transformation of the soil structure through *Pontoscolex corethrurus* (*Oligochaeta*) intestinal tract*. *Geoderma*, 56, 57-66.
- Barrow, N.J., 1969. *The accumulation of soil organic matter under pasture and its effect on soil properties*. *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal*, 9, 437–445.
- Barthès, B., Roose, E., 2002. *Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion, validation at several levels*. *Catena*, 47, 133-149.
- Bearden, B.N., Petersen, L., 2000. *Influence of arbuscular mycorrhizal fungi on soil structure and aggregate stability of a vertisol*. *Plant Soil*, 218, 173–183.
- Beare, M.H., Hendrix, P.F., Coleman, D.C., 1994. *Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional and no-tillage soils*. *Soil Science Society of American Journal*, 58, 777–786.
- Ben-Hur, M., Stem, R., van der Merwe, A.J., Shainberg, I. 1992. *Slope and gypsum effects on infiltration and erodibility of dispersive and nondispersive soils*. *Soil Science Society of America Journal*, 56, 1571-1576.
- Benítez, E., Romero, E., Gallardo-Lara, F, Nogales, R., 2000. *Asimilabilidad de metales pesados en un suelo enmendado con diferentes biosólidos residuales urbanos*. *Edafología*, 7-2, 157-164.

- Benke, M.B., Mermut, A.R., Shariatmadari, H. 1999. *Retention of dissolved organic carbon from vinasse by a tropical soil, kaolinite, and Fe oxides. Geoderma*, 91, 47–63.
- Besnard, E., Chenu, C., Balesdent, J., Puget, P., Arrouays, D., 1996. *Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. European Journal of Soil Science*, 47, 495–503.
- Bird, M.I., Veenendaal, E., Moyo, C., Lloyd, J., Frost, P. 1999., *Stability of elemental carbon in a savanna soil. Global Biogeochemical Cycles*, 13, 933–932.
- Blanchart, E., Bruand, A., Lavelle, P., 1993. *The physical structure of casts of *Millsonia anomala* (Oligochaeta: Megascolecidae) in shrub savanna soils (Cote d'Ivoire). Geoderma* 56, 119–132.
- Blaser, P., Kernebeek, P., Tebbens, L., van Breemen, N., Luster, J. 1997. *Cryptopodzolic soils in Switzerland. European Journal of Soil Science*, 48, 411–423.
- Bosatta, E., Agren, G.I., 1996. *Theoretical analyses of carbon and nutrient dynamics in soil profiles. Soil Biology and Biochemistry*, 28, 1523–1531.
- Bossuyt, H., Denef, K., Six, J., Frey, S.D., Merckx, R., Paustian, K., 2001. *Influence of microbial populations and residue quality on aggregate stability. Applied Soil Ecology*, 16, 195–208.
- Bossuyt, H., Six, J., Hendrix, P.F., 2005. *Protection of soil carbon by microaggregates within earthworm casts. Soil Biology and Biochemistry*, 3, 251–258.
- Bresson, L.M., Boiffin, J., 1990. *Morphological characterization of soil crust development stages on an experimental field. Geoderma*, 47, 301–305.
- Brodowski, S., John, B., Flessa, H., Amelung, W., 2006. *Aggregate-occluded black carbon in soil. European Journal of Soil Science*, 57, 539–546.
- Brown, G.G., Barois, I., Lavelle, P., 2000. *Regulation of soil organic matter dynamics and microbial activity in the drilosphere and the role of interactions with other edaphic functional domains. European Journal of Soil Biology*, 36, 177–198.
- Bryan, R.B., 1971. *The influence of frost action on soil-aggregate stability. Transactions of the Institute of British Geographers*, 54, 71–88.
- Bullock, M.S., Kemper, W.D., Nelson, S.D., 1988. *Soil Cohesion as Affected by Freezing, Water Content, Time and Tillage. Soil Science Society of American Journal*, 52, 770–776.
- Bundt, M., Widmer, F., Pesaro, M., Zeyer, J., Blaser, P., 2001. *Preferential flow paths: biological 'hot spots' in soils. Soil Biology and Biochemistry*, 33, 729–738.
- Cambardella, C.A., Elliott, E.T., 1993. *Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. Soil Science Society of American Journal*, 57, 1071–1076.
- Cammeraat, E.L.H., Risch, A.C., 2008. *The impact of ants on mineral soil properties and processes at different spatial scales. J. Appl. Entomol.*, 132, 285–294.
- Caron, J., Espinolda, C.R., Angers, D.A., 1996. *Soil structural stability during rapid wetting: influence of land use on some aggregate properties. Soil Science Society of American Journal*, 60, 901–908.
- Carter, M.R., Angers, D.A., Kunelius, H.T., 1994. *Soil structural form and stability, and organic matter under cool-season perennial grasses. Soil Science Society of American Journal*, 58, 1194–1199.
- Cernuda, C.F., Smith, R.M., Vicente-Chandler, J., 1953. *Influence of initial soil moisture condition on resistance of macroaggregates to slaking and to water-drop impact. Soil Science*, 77, 19–28.
- Chan, K.Y., Mullins, C.E., 1994. *Slaking characteristics of some Australian and British soils. European Journal of Soil Science*, 45, 273–283.

- Chan, K.Y., Heenan, D.P., 1999. *Lime-induced loss of soil organic carbon and effect on aggregate stability. Soil Science Society of American Journal*, 63, 1841–1844.
- Chaney, K., Swift, R.S., 1986. *Studies on aggregate stability. I. Re-formation of soil aggregates. Journal of Soil Science*, 37, 329–335.
- Chenu, C., 1989. *Influence of a fungal polysaccharide scleroglucan, on clay microstructures. Soil Biology and Biochemistry*, 21, 299–305.
- Chenu, C., Stotzky, G. 2002. *Interactions between microorganisms and soil particles. An overview. A: Interactions Between Soil Particles and Microorganisms*. Eds. Huang, P.M., Bollag, J.M., Senesi, N.), pp. 3–39. Wiley-VCH-Verlag, Weinheim.
- Christensen, B.T., 1996. *Carbon in primary and secondary organomineral complexes. A: Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. Eds. Carter, M.R., Stewart, B.A., pp 97–165. CRC Press, Inc, Boca Raton, FL.
- Clough, A., Skjemstad, J.O., 2000. *Physical and chemical protection of soil organic carbon in three agricultural soils with different contents of calcium carbonate. Australian Journal of Soil Resource*, 38, 1005–1016.
- Comellas, L., Alcañiz, J.M., Bonmatí, M., Crespo, E., De la Torre, F., Llibreria, J.L., Ortiz, O., Pujolà, M., Sort, X., Vaquero, T., 1994. *Aprofitament de fangs de depuradora en la restauració de pedreres de calcària*. CETS Institut Químic de Sarrià, CREA, Escola superior d'agricultura de Barcelona.
- Comissió Mundial sobre Medi Ambient i Desenvolupament, Nacions Unides, 1982. *Informe Brundtland, nuestro futuro común*. Noruega.
- Consentino, D., Chenu, C., Le Bissonnais, Y., 2006. *Aggregate stability and microbial community dynamics under drying-wetting cycles in a silt loam soil. Soil Biology and Biochemistry*, 38, 2053–2062.
- CREAF, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. 2005. *Els boscos de Catalunya. Estructura, dinàmica i funcionament.10. Els boscos com a font o embornal de carboni*.
- Curtin, D., Campbell, C.A., Zentner, R.P., 1994. *Long-term management and clay dispersibility in two haploborolls in Saskatchewan. Soil Science Society of America Journal*, 58, 962–967.
- Czimczik, C.I., Schmidt, M.W.I., Schulze, E.D., 2005. *Effects of increasing fire frequency on black carbon and organic matter in Podzols of Siberian Scots pine forests. European Journal of Soil Science*, 56, 417–428.
- Degens, B.P., Sparling, G.P., Abbott, L.K., 1994. *The contribution from hyphae, roots and organic carbon constituents to the aggregation of a sandy loam under long-term clover-based and grass pastures. European Journal of Soil Science*, 45, 459–468.
- Degens, B., Sparling, G., 1996. *Changes in aggregation do not correspond with changes in labile organic C fractions in soil amended with ¹⁴C-glucose. Soil Biology and Biochemistry*, 28, 453–462.
- Degens, B. P., 1997. *Macro-aggregation of soils by biological bonding and binding mechanisms and the factors affecting these: a review. Australian Journal Soil Resource*, 35, 431–459.
- Denef, K., Six, J., Bossuyt, H., Frey, S.D., Elliott, E.T., Merckx, R., Paustian, K., 2001. *Influence of dry-wet cycles on the interrelationship between aggregate, particulate organic matter, and microbial community dynamics. Soil Biology and Biochemistry*, 33, 1599–1611.
- Denef, K., Six, J., 2005. *Clay mineralogy determines the importance of biological versus abiotic processes for macroaggregate formation and stabilization. European Journal of Soil Science*, 56, 469–479.
- Derenne, S., Largeau, C., 2001. *A review of some important families of refractory macromolecules: composition, origin, and fate in soils and sediments. Soil Science*, 166, 833–847.
- Dexter, A. R., 1988. *Advances in characterization of soil structure. Soil and Tillage Research*, 11, 199–238.

- Dorioz, J.M., Robert, M., Chenu, C., 1993. *The role of roots, fungi and bacteria on clay particle organization. An experimental approach. Geoderma*, 56, 179-194.
- Droogers, P., van de Meer, F.B.W., Bouma, J., 1997. *Water accessibility to plant roots in different soil structures occurring in the same soil type. Plant and Soil*, 188, 83-91.
- Düring, R.A., Gäth, S., 2002. *Utilization of municipal organic wastes in agriculture: where do we stand, where will we go? Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165, 544-556.
- Edwards, L.M., 1991. *The effect of alternate freezing and thawing on aggregate stability and aggregate size distribution of some Prince Edward Island soils. Journal of Soil Science*, 42, 193-204.
- Ekschmitt, K., Kandeler, E., Poll, C., Brune, A., Buscot, F., Friedrich, M., Gleixner, G., Hartmann, A., Kästner, M., Marhan, S., Miltner, A., Scheu, S., Wolters, V., 2008. *Soil-carbon preservation through habitat constraints and biological limitations on decomposer activity. Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171, 27-35.
- Elliott, E. T., 1986. *Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. Soil Science Society of America*, 50, 627-633.
- Elliott, E. T., Coleman, D. C., 1988. *Let the soil work for us. Ecological Bulletins*, 39, 23-32.
- Emerson, W. W., 1959. *Stability of soil crumbs. Nature*, 183, 538.
- Emerson, W.W., 1967. *A classification of soil aggregates based on their coherence in water. Australian Journal of Soil Research*, 5, 47-57.
- Emerson, W. W., Greenland, D. J., 1990. *Soil aggregates – Formation and Stability. Soil colloids and their associations in aggregates. Plenum Press. New York.*
- EuroCARE. 2002. *Towards an Analytical Capacity in Costing of Abatement Options for Forestry and Agricultural Carbon Sinks. European Commission. DG Environment.*
- Eusterhues, K., Rumpel, C., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., 2003. *Stabilisation of soil organic matter by interactions with minerals as revealed by mineral dissolution and oxidative degradation. Organic Geochemistry*, 34, 1591-1600.
- Farres, P.J., 1987. *The dynamics of rainsplash erosion and the role of soil aggregate stability. Catena*, 14, 119-130.
- Feller, C., Beare, M. H., 1997. *Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. Geoderma*, 79, 69-116. .
- Fernandez, I., Cabaneiro, A., Carballas, T., 1997. *Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. Soil Biology and Biochemistry*, 29, 1-11.
- Franzluebbers, A.J., Arshad, M.A., 1997. *Particulate organic carbon content and potential mineralization as affected by tillage and texture. Soil Science Society of America Journal*, 61, 1382-1386.
- Frey, S.D., Elliott, E.T., Paustian, K., 1999. *Bacterial and fungal abundance and biomass in conventional and no-tillage agroecosystems along two climatic gradients. Soil Biology and Biochemistry*, 31, 573-585.
- Fuji, R., Hendrickson, L.L., Corey, R.B., 1983. *Ionic activities of trace metals in sludge-amended soils. Sci of Total Environment*, 28: 179-190.
- Gale, W. J., Cambardella, C. A., Bailey, T. B., 2000. *Root-derived carbon and the formation and stabilization of aggregates. Soil Science Society of American Journal*, 64, 201-207.
- Gäth, S., Frede, H.G., 1995. *Mechanisms of air slaking. Advances in Soil Science. A: Soil structure – its dependent formation. Eds. Hartge, K.H., Stewart, B.A. CRC Press, Inc, Boca Raton, Florida.*

- Ghani, M.O., Hasan, K.A., Khan, F.A., 1955. *Effect of liming on aggregation, noncapillary pore space, and permeability of a lateritic soil. Soil Science*, 80, 469–478.
- Giller, K.E., Witter, E., McGrath, S.P., 1998. *Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. Soil Biology and Biochemistry*, 30, 1389–1414.
- Giovannini, G., Lucchesi, S., Giachetti, M., 1988. *Effect of beating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. Soil Science*, 146, 255–262.
- Giovannini, G., Lucchesi, S., 1997. *Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. Soil Science*, 162, 479–486
- Gleixner, G., Poirier, N., Bol, R. Balesdent, J., 2002. *Molecular dynamics of organic matter in a cultivated soil. Organic Geochemistry*, 33, 357–366.
- Goebel, M.O., Bachmann, J., Woche, S.K., Fischer, W.R., 2005. *Soil wettability, aggregate stability, and the decomposition of soil organic matter. Geoderma*, 128,80-93.
- Golchin, A., Oades, J. M., Skjemstad, J. O., Clarke, P., 1994. *Soil structure and carbon cycling. Australian Journal Soil Resource*, 32, 1043-1068.
- Golchin, A., Oades, J. M., Skjemstad, J. O., Clarke, P., 1995. *Structural and dynamic properties of soil organic matter as reflected ^{13}C natural abundance, pyrolysis mass spectrometry and solid-state ^{13}C NMR spectroscopy in density fractions of an Oxisol under forest and pasture. Australian Journal Soil Resource*, 33, 59-76.
- Grant, C.D., Dexter, A.R., 1990. *Air entrapment and differential swelling as factors in the mellowing of moulded soil during rapid wetting. Australian Journal of Soil Resource*, 28, 361–369.
- Grant, C.D., Dexter, A.R., Oades, J.M., 1992. *Residual effects of addition of calcium compounds on soil structure and strength. Soil Tillage and Research*, 22, 283–297.
- Gu, B.H., Schmitt, J., Chen, Z., Liang, L.Y. & McCarthy, J.F. 1994. *Adsorption and desorption of natural organic matter on iron oxide: mechanisms and models. Environmental Science and Technology*, 28, 38–46.
- Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreno, J., Garcia-Orenes, F., Gomez, I., 2001. *Different patterns of aggregate stability in burned and restored soils. Arid Land Research and Management*, 15, 163–171
- Guggenberger, G., Christensen, B.T., Zech, W., 1994. *Land-use effects on the composition of organic matter in particle-size separates of soil: I. Lignin and carbohydrate signature. European Journal of Soil Science*, 45, 449±458.
- Gupta, V.V.S.R., Germida, J.J., 1988. *Distribution of microbial biomass and its activity in different soil aggregate size classes as affected by cultivation. Soil Biology and Biochemistry*, 20, 777-786.
- Hadas, A., 1987. *Long-term tillage practice effects on soil aggregation modes and strength. Soil Science Society of American Journal*, 51, 191-197.
- Hadas, A. 1990. *Directional strength in aggregates as affected by aggregate volume and by a wet/dry cycle. Journal of Soil Science*, 41, 85–93
- Hamer, U., Marschner, B., Brodowski, S., Amelung, W., 2004. *Interactive priming of black carbon and glucose mineralisation. Organic Geochemistry*, 35, 823–830.
- Hassink, J., 1997. *The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. Plant Soil*, 191, 77-87.
- Hattori, T., 1988. *Soil aggregates in microhabitats of microorganisms. Reports of the Institute for Agricultural Research, Toboku University*, 37, 23–36.

- Haynes, R.J., Swift, R.S., 1990. *Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. Journal of Soil Science*, 41, 73–83
- Hedges, J. I., Eglinton, G., Hatcher, P. G., Kirchman, D. L., Arnosti, C., Derenne, S., Evershed, R. P., Kögel-Knabner, I., de Leeuw, J. W., Littke, R., Michaelis, W., Rullkötte, J., 2000. *The molecularly uncharacterized component of nonliving organic matter in natural environments. Organic Geochemistry*, 31, 945–958.
- Holt, J.A., Lepage, M., 2000. *Termites and soil properties. A: Termites: Evolution, Sociality, Symbioses, Ecology*. Eds. Abe, T., Bignell, D.E., Higashi, M., pp. 389–407. *Kluwer Academic Publishers, Dordrecht*.
- Hortensius, D., Welling, R., 1996. *International standardization of soil quality measurements. Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 27, 387–402.
- Igwe, C.A., Akamigbo, F.O.R., Mbagwu, J.S.C., 1999. *Chemical and mineralogical properties of soils in southwestern Nigeria in relation to aggregate stability. Geoderma*, 92, 111–123.
- Imhoff, S., da Silva, A.P., Dexter, A., 2002. *Factors contributing to the tensile strength and friability of Oxisols. Soil Science Society of American Journal*, 66, 1656–1661.
- Jakobsen, S. T., 1995. *Aerobic decomposition of organic wastes. II: Value of compost as a fertilizer. Resources, conservation and recycling*, 13, 57–71.
- Jastrow, J. D., 1996. *Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. Soil Biology and Biochemistry*, 28, 665–676.
- Jastrow, J. D., Miller, R. M., 1998. *Soil aggregate stabilization and carbon sequestration: feedbacks through organominerals associations. A: Soil Processes and the Carbon Cycle*. Eds. Lal, R., Kimble, J.M., Follett, R.F., Stewart, B.A. *CRC Press, Boca Raton*, pp. 207–223.
- Jastrow, J. D., Miller, R. M., Lussenhop, J., 1998. *Contributions of interacting biological mechanisms to soil aggregate stabilization in restored prairie. Soil Biology and Biochemistry*, 30, 905–916.
- John, M.K., 1972. *Effect of lime on soil extraction and on availability of soil applied cadmium to raddish and leaf lettuce plants. Science of Total Environment*, 1, 303–308.
- Johnson, D., Hale, B., 2004. *White birch (Betula papyrifera Marshall) foliar litter decomposition in relation to trace metal atmospheric inputs at metal contaminated and uncontaminated sites near Sudbury, Ontario and Rouyn-Noranda, Quebec, Canada. Environmental Pollution*, 127, 65–72.
- De Jonge, L.W., Jacobsen, O.H., Moldrup, P., 1999. *Soil water repellency: effects of water content, temperature, and particle size. Soil Science Society of America Journal*, 63, 437–442.
- Jungerius, P.D., van den Ancker, J.A.M., Mucher, H.J., 1999. *The contribution of termites to the microgranular structure of soils on the Uasin Gishu Plateau, Kenya. Catena*, 34, 349–363.
- Kaiser, K., Zech, W. 2000. *Dissolved organic matter sorption by mineral constituents of subsoil clay fractions. Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163, 531–535.
- Kaiser, K., Eusterhues, K., Rumpel, C., Guggenberger, G., Kögel-Knabner, I., 2002. *Stabilization of organic matter by soil minerals – investigations of density and particle-size fractions from two acid forest soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165, 451–459.
- Kaiser, K., Guggenberger, G., 2003. *Mineral surfaces and soil organic matter. European Journal of Soil Science*, 54, 219–236.
- Kalbitz, K., Schmerwitz, J., Schwesig, D., Matzner, E. 2003. *Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties. Geoderma*, 113, 273–291.

- Kalbitz, K., Schwesig, D., Schmerwitz, J., Kaiser, K., Haumaier, L., Glaser, B., Ellerbrock, R., Leinweber, P. 2003. *Changes in properties of soil-derived dissolved organic matter induced by biodegradation. Soil Biology and Biochemistry*, 35, 1129–1142.
- Kay, B.D., Dexter, A.R., 1990. *Influence of aggregate diameter, surface area and antecedent water content on the dispersibility of clay. Canadian Journal of Soil Science*, 70, 655–671.
- Kemper, W.D., Rosenau, R.C., 1984. *Soil cohesion as affected by time and water content. Soil Science of America Journal*, 48, 1001–1006.
- Kemper, W.D., Rosenau, R.C., 1986. *Aggregate stability and size distribution. Soil Science Society of America. Methods of analysis, Part 1. Agronomy n° 9*.
- Kiem, R., Kögel-Knabner, I., 2003. *Contribution of lignin and polysaccharides to the refractory carbon pool in C-depleted arable soils. Soil Biology and Biochemistry*, 35, 101–118.
- Killham, K., Amato, M., Ladd, J.N., 1993. *Effect of substrate location in soil and soil pore–water regime on carbon turnover. Soil Biology and Biochemistry*, 25, 57–62.
- Kleber, M., Mertz, C., Zikeli, S., Knicker, H., Jahn, R., 2004. *Changes in surface reactivity and organic matter composition of clay subfractions with duration of fertilizer deprivation. European Journal of Soil Science.*, 55, 381–391.
- Knicker, H., Scaroni, A.W., Hatcher, P.G., 1996. *¹³C and ¹⁵N NMR spectroscopic investigation on the formation of fossil algal residues. Organic Geochemistry*, 24, 661–669.
- Knicker, H., 2004. *Stabilization of N-compounds in soil and organic matter - rich sediments – what is the difference? Marine Chemistry*, 92, 167–195.
- Kögel-Knabner, I., 2002. *The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. Soil Biology and Biochemistry*, 34, 139–162.
- Krull, E. S., Baldock, J. A., Skjemstad, J. O., 2003. *Importance of mechanisms and processes of the stabilisation of soil organic matter for modelling carbon turnover. Functional Plant Biology*, 30, 207–222.
- Kuikman, P.J., Van Elsas, J.D., Jansen, A.G., Burgers, S.L.G.E., van Veen, J.A., 1990. *Population dynamics and activity of bacteria and protozoa in relation to their spatial distribution in soil. Soil Biology and Biochemistry*, 22, 1063–1073.
- Kuka, K., Franko, U., Rühlmann, J., 2007. *Modelling the impact of pore space distribution on carbon turnover. Ecological modelling*, 208, 295–306.
- Kuzyakov, Y., Friedel, J. K., Stahr, K., 2000. *Review of mechanisms and quantification of priming effects. Soil Biology and Biochemistry*. 32, 1485–1498.
- Kuzyakov, Y., Domansky, G. 2000. *Carbon input by plants into the soil. Review. Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163, 421–431.
- Lavelle, P., Blanchart, E., Martin, A., Martin, S., Spain, A., Toutain, F., Barois, I., Schaefer, R., 1993. *A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. Biotropica*, 25, 130–150.
- Leavitt, S.W., Follett, R.F., Paul, E.A., 1996. *Estimation of slow- and fast-cycling soil organic carbon pools from ⁶N HCl hydrolysis. Radiocarbon*, 38, 231–239.
- Le Bissonnais, Y., 1989. *Analysis of aggregate breakdown mechanisms and particle mobilization under rainfall. Soil Technology*, 2, 330.
- Le Bissonnais, Y., 1989. *Laboratory experimental study of soil crusting: Relation between aggregate breakdown mechanisms and crust structure. Catena*, 16, 377–392.

- Le Bissonnais, Y., 1996. *Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology*. *European Journal of Soil Science*, 47, 425-437.
- Le Bissonnais, Y.; Arrouays, D., 1997. *Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents*. *European Journal of Soil Science*, 48, 39-48.
- Le Bissonnais, Y., Bruand, A., Jamagne, M., 2003. *Laboratory experimental study of soil crusting: Relation between aggregate breakdown mechanisms and crust structure*. *Catena*, 16, 377-392.
- Lee, K.E., Foster, R.C., 1991. *Soil fauna and soil structure*. *Australian Journal of Soil Resource*, 29, 745-775.
- Lehrsch, G. A., Sojka, R.E., Carter, D.L., Jolley, P.M., 1991. *Freezing Effects on Aggregate Stability Affected by Texture, Mineralogy, and Organic Matter*. *Soil Science Society of America Journal*, 55, 1401-1406.
- Lehrsch, G. A., Sojka, R.E., Jolley, P.M., 1993. *Freezing Effects on Aggregate Stability of Soils Amended with Lime and Gypsum*. *Catena Supplement*, 24, 115-127.
- Lehrsch, G. A., 1998. *Freeze-thaw cycles increase near-surface aggregate stability*. *Soil Science*, 163, 63-70.
- Lobry de Bruyn, L.A., Conacher, A.J., 1990. *The role of termites and ants in soil modification: a review*. *Australian Journal of Soil Research*, 28, 55-93.
- Loch, R.J., 1994. *A method for measuring aggregate water stability with relevance to surface seal development*. *Australian Journal of Soil Science*, 32, 687-700.
- de Longe, M.P., Jacobsen, O.H., 2007. *Soil-water content dependency of water repellency in soils: effect of crop type, soil management and physical-chemical parameters*. *Soil Science*, 172, 577-588.
- Loveland, P., Webb, J., 2003. *Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review*. *Soil and Tillage Research*, 70, 1-18.
- Ludwig, B., John, B., Ellerbrock, R., Kaiser, M., Flessa, H., 2003. *Stabilization of carbon from maize in a sandy soil in a long-term experiment*. *European Journal of Soil Science*. 54, 117-126.
- Lützw, M., Kögel-Knaber, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H., 2006. *Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review*. *European Journal of Soil Science*, 57, 426-445.
- Lynch, J.M., Whipps, J.M., 1990. *Substrate flow in the rhizosphere*. *Plant and Soil*, 129, 1-10.
- Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B., 2007. *SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms*. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 2183-2207.
- Magid, J., Gorissen, A., Giller, K.E., 1996. *In search of the elusive 'active' fraction of soil organic matter: three size-density fractionation methods for tracing the fate of homogeneously ¹⁴C labeled plant materials*. *Soil Biology and Biochemistry*, 28, 89-99.
- Martin, J.P., Ervin, J.O., Richards, S.J. 1972. *Decomposition and binding action of some mannose containing microbial polysaccharides and their Fe, Al, Cu and Zn complexes*. *Soil Science*, 113, 322-327.
- Martin, A., 1991. *Short- and long-term effects of the endogeic earthworm *Millsonia anomala* (Omodeo) (Megascolecidae, Oligochaeta) of tropical savannas, on soil organic matter*. *Biology and Fertility of Soils* 11, 234-238.
- Materechera, S.A., Kirby, J.M., Alston, A.M., Dexter, A.R., 1994. *Modification of soil aggregation by watering regime and roots growing through beds of large aggregates*. *Plant Soil*, 160, 57-66.
- Mayer, L. M., 1994. *Relationships between mineral surfaces and organic carbon concentrations in soils and sediments*. *Chemical Geology*, 114, 347-363.

- Mayer, L. M., 2004. *The inertness of being organic*. *Marine Chemistry*, 92, 135-140.
- McEnroe, N.A., Helmesaari, H.S., 2001. *Decomposition of coniferous forest litter along a heavy metal pollution gradient, south-west Finland*. *Environmental Pollution*, 113, 11–18.
- Merckx, R., Den Hartog, A., van Veen, J. A., 1985. *Turnover of rootderived material and related microbial biomass formation in soils of different texture*. *Soil Biology and Biochemistry*, 17, 565-569.
- Mermut, A. R., Luk, S.H., Römken, M.J.M., Poesen, J.W.A., 1997. *Soil loss by splash and wash during rainfall from two loess soils*. *Geoderma*, 75, 203-214.
- Metzger, L., Yaron, B., 1986. *Influence of sludge organic matter on soil physical properties*. *Advances in Soil Science*, 7, 141-163.
- Miller, R.M., Jastrow, J.D., 1990. *Hierarchy of root and mycorrhizal fungal interactions with soil aggregation*. *Soil Biology and Biochemistry*, 22, 579–584.
- Milner, P., Barker, A.V., 1989. *Factors affecting zinc concentration in plants grown in sludge-amended soils*. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 20: 1-21.
- Monroe, C.D., Kladvko, E.J., 1987. *Aggregate stability of a silt loam as affected by roots of corn, soybeans and wheat*. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 18, 1077–1087.
- Morel, J.L., Habib, L., Plantureux, S., 1991. *Influence of maize root mucilage on soil aggregate stability*. *Plant Soil* 136, 111–119.
- Morin, J., van Winkel, J., 1996. *The effect of raindrop impact and sheet erosion on infiltration rate and crust formation*. *Soil Science Society of America Journal*, 60, 1223-1227.
- Motavalli, P. P., Palm, C. A., Parton, W. J., Elliott E. T., Frey S. D., 1994. *Comparison of laboratory and modeling simulation methods for estimating carbon pools in tropical forest soils*. *Soil Biology and Biochemistry*, 26, 935-944.
- Muggler, C.C., van Griethuysen, C., Buurman, P., Pape, T., 1999. *Aggregation, organic matter, and iron oxide morphology in Oxisols from Minas Gerais, Brazil*. *Soil Science*, 164, 759–770.
- Mulchi, C.L., Bell, P.F., Adamu, C., Chaney, R.H., 1987. *Long term availability of metals in sludge-amended acid soils*. *Journal of Plant Nutrition*., 10, 1149-1161.
- Mulder, J., De Wit, H.A., Boonen, H.W.J., Bakken, L.R., 2001. *Increased levels of aluminium in forest soils: effects on the stores of soil organic carbon*. *Water, Air and Soil Pollution*, 130, 989–994.
- Munier, M., Oades, J.M., 1989. *The role of Ca–organic interactions in soil aggregate stability*. III. *Mechanisms and models*. *Australian Journal of Soil Research*, 27, 411–423
- Navas, A., Machin, J., Navas, B., 1999. *Use of biosolids to restore the natural vegetation cover on degraded soils in the badlands of Zaragoza (NE Spain)*. *Bioresource technology*, 69, 199-205.
- Nearing, M.A., Bradford, J.M., 1985. *Single waterdrop splash detachment and mechanical properties of soils*. *Soil Science of America Journal*, 49, 547-552.
- Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1982. *Total carbon, organic carbon and organic matter*. In: Page, A.L., Miller, H., Keeney, D.R. (Eds.), *Method of Soil Analysis Part 2: Chemical and Microbiological Properties No. 9. Gonomy Series*. *Soil Science Society of America*, pp. 570–571.
- Nierop, K.G.J., 1998. *Origin of aliphatic compounds in a forest soil*. *Organic Geochemistry*, 29, 1009–1016.
- Nierop, K.G.J. , Verstraten, J.M., 2003. *Organic matter formation in sandy subsurface horizons of Dutch coastal dunes in relation to soil acidification*. *Organic Geochemistry*, 34, 499–513.
- Oades, J.M., 1984. *Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management*. *Plant Soil*, 76, 319-337.

- Oades, J.M., 1988. *The retention of organic matter in soils*. *Biogeochemistry*, 5, 35-70.
- Oades, J. M., Waters, A. G., 1991. *Aggregate hierarchy in soils*. *Australian Journal of Soil Resources*, 29, 815-828.
- Oades, J. M., 1993. *The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure*. *Geoderma*, 56, 377-400.
- Ojeda, G., Alcañiz, J. M., Ortiz, O., 2003. *Runoff and losses by erosion in soils amended with sewage sludge*. *Land Degradation and Development*, 14, 563-573.
- Ojeda, G. Tesi doctoral: *Aplicaciones en superficie de lodos de depuradora y sus repercusiones sobre la erosión y las propiedades físicas del suelo*, 2005. CREAM (Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals). Departament de Biologia Animal, Vegetal i Ecologia, Unitat d'Ecologia, Facultat de Ciències, Universitat Autònoma de Barcelona. Bellaterra.
- Ojeda, G., Alcañiz, J. M., Le Bissonnais, Y., 2008. *Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil*. *Science Direct*, 125, 48-56.
- Ojeda, G., Perera, I., Alcañiz, J.M. 2010. *La medida de la estabilidad estructural del suelo y su relación con el secuestro de carbono*. (Pòster resum).
- Ortiz, O. Tesi doctoral: *Activitat biològica i revegetació en sòls de pedreres de calcària restaurats amb fangs de depuradora*, 1998. Departament de Biologia Animal, Vegetal i Ecologia, Unitat d'Ecologia, Facultat de Ciències, Universitat Autònoma de Barcelona. Bellaterra.
- Panabokke, C.R., Quirk, J.P., 1957. *Effect of initial water content on stability of soil aggregates in water*. *Soil Science*, 83, 185- 195.
- Parton, W.J., Schimel, D.S., Cole, C.V., Ojima, D.S., 1987. *Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands*. *Soil Science Society of America Journal*, 51, 1173–1179.
- Parton, W. J., Ojima, D. S., Cole, C. V., Schimel, D. S., 1994. *A general model for soil organic matter dynamics: Sensitivity to litter chemistry, texture and management*. A: *Quantitative Modeling of Soil Forming Processes*. pp 147–167. *SSSA Special Publication 39*, Madison, WI.
- Paul, E.A., Horwath, W.R., Harris, D., Follett, R., Leavitt, S.W., Kimball, B.A., Pregitzer, K., 1995. *Establishing the pool sizes and fluxes in CO₂ emissions from soil organic matter turnover*. A: *Soils and Global Change*. Eds. Lal, R., Kimble, J., Levine, E., Stewart, B.A. pp 297–304. *CRC Press*, Boca Raton, FL
- Paul, E. A., Harris, D., Collins, H. P., Schulthess, U., Robertson, G. P., 1999. *Evolution of CO₂ and soil carbon dynamics in biologically managed, row-crop agroecosystems*. *Applied Soil Ecology*, 11, 53-65.
- Paul, E.A., Collins, H.P., Leavitt, S.W., 2001. *Dynamics of resistant soil carbon of Midwestern agricultural soils measured by naturally occurring ¹⁴C abundance*. *Geoderma*, 104, 239–256.
- Paustian, K., Andrén, O., Clarholm, M., Hansson, A.-C., Johansson, G., Lagerlöf, J., Lindberg, T., Pettersson, R., Sohlenius, B. 1990. *Carbon and nitrogen budgets of four agroecosystems with annual and perennial crops, with and without N fertilization*. *Journal of Applied Ecology*, 27, 60–84.
- Paustian, K., Collins, H. P., Paul, E. A., 1997. *Management controls on soil carbon*. A: *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems*. Eds. Paul, E.A., Paustian, K., Elliott, E.T., Cole, C.V. pp. 15-49. *CRC Press*, Boca Raton, FL.
- Paustian, K., Six, J., Elliott, E.T., Hunt, H.W., 2000. *Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils*. *Biogeochemistry*, 48, 147–163.
- Petit, J.R., Jouzel, J., Raynaud, D., Barkov, N.I., Barnola, J.M., Basile, I., Benders, M., Chappellaz, J., Davis, M., Delayque, G., Delmotte, M., Kotlyakov, V.M., Legrand, M., Lipenkov, V.Y.,

- Lorius, C., Pépin, L., Ritz, C., Saltzman, E., Stievenard, M. 1999. *Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica*. *Nature*, 399, 429-436.
- Piccolo, A., Mbagwu, J.S.C., 1999. *Role of hydrophobic components of soil organic matter in soil aggregate stability*. *Soil Science Society of America Journal*, 63, 1801-1810.
- Piccolo, A. 2002. *The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil science*. *Advances in Agronomy*, 75, 57-134.
- Pichtel, J. R., Dick, W. A., Sutton, P., 1994. *Practices for long-term reclamation of abandoned mine lands*. *J Environ Qual*, 23, 766-772.
- Plante, A., McGill. W., 2002. *Soil aggregate dynamics and the retention of organic matter in laboratory-incubated soil with differing simulated tillage frequencies*. *Soil Tillage Resource*, 66, 79-92.
- Plante, A.F., Feng, Y., McGill, W.B., 2002. *A modeling approach to quantifying soil macroaggregate dynamics*. *Canadian Journal of Soil Science*, 82, 181-190.
- Poch, M., Monterde, M., Mata, J., Sunyer, R., Girós, G., Rius, M., Saña, J., Rodríguez, P., Pena, C., Vinyes, R., Prat, N., Munné, A., Ginebreda, A., de Torres, M., Manzanera, M., Barceló, D., Sanz, J., Borràs, G., Salgot, M., Jofre, J., Sala, L., Freixes, A. *Reflexions entorn a un sanejament per al segle XXI a Catalunya. Conclusions de les II Jornades Tècniques de Gestió d'Estacions Depuradores d'Aigües Residuals (sistemes de sanejament i medi ambient i reutilització planificada de l'aigua)*. DMAH, ACA, 2005.
- Priesack, E., Kisser-Priesack., G.M., 1993. *Modelling diffusion and microbial uptake of ¹³C-glucose in soil aggregates*. *Geoderma*, 56, 561-573.
- Puget, P., Chenu, C., Balesdent, J., 1995. *Total and young organic matter: II. A normalized stability index and effects of matter distributions in aggregates of silty cultivated soils*. *European Journal of mineralogy, Soil Science Society of American Journal (In press)*, 46, 449-459.
- Puget, P., Chenu, C., Balesdent, J., 2000. *Dynamics of soil organic matter associated with particle-size fractions of water-stable aggregates*. *European Journal of Soil Science*, 51, 595-605.
- Puget, P., Drinkwater, L. E., 2001. *Short-term dynamics of root-and shoot-derived carbon from a leguminous green manure*. *Soil Science Society of American Journal*, 65, 771-779.
- Pulleman, M.M., Six, J., Uyl, A., Marinissen, J.C.Y., Jongmans, A.G., 2005. *Earthworms and management affect organic matter incorporation and microaggregate formation in agricultural soils*. *Applied Soil Ecology*, 29, 1-15.
- Quideau, S.A., Chadwick, O.A., Trumbore, S.E., Johnson-Maynard, J.L., Graham, R.C., Anderson, M.A., 2001. *Vegetation control on soil organic matter dynamics*, *Organic Geochemistry*, 32, 247-252.
- Quiquampoix, H., Abadie, J., Baron, M.H., Leprince, F., Matumoto-Pintro, P.T., Ratcliffe, R.G., Staunton, S. 1995. *Mechanisms and consequences of protein adsorption on soil mineral surfaces*. *American Chemical Society*, 602, 321-333.
- Ramos, M.C., Nacci, S., Pla, I., 2003. *Effect of raindrop impact and its relationship with aggregate stability to different disaggregation forces*. *Catena*, 54, 365-376.
- Ranjard, L., Richaume, A., Jocteur-Monrozier, L.J., Nazaret, S., 1997. *Response of soil bacteria to Hg(II) in relation to soil characteristics and cell location*. *Federation of European Microbiological Ecology*, 24, 321-331.
- Reid, J.B., Goss, M.J., 1982. *Interactions between soil drying due to plant water use and decrease in aggregate stability caused by maize roots*. *Journal of Soil Science*, 33, 47-53.
- Rhoton, F.E., Lindbo, D.L., Romkens, M.J.M., 1998. *Iron oxides erodibility interactions for soils of the Memphis catena*. *Soil Science Society of America Journal*, 62, 1693-1703.

- Ridley, A. M., Helyar, K. R., Slattery, W. J., 1990. *Soil acidification under subterranean clover (Trifolium subterraneum L.) pastures in North-Eastern Victoria. Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry*, 30, 195-201.
- Rillig, M.C., Wright, S.F., Shaw, M.R., Field, C.B., 2002. *Artificial climate warming positively affects arbuscular mycorrhizae but decreases soil aggregate water stability in an annual grassland. Oikos*, 97, 52–58.
- Rillig, M.C., Wright, S.F., Shaw, M.R., Christopher, B.F., 2002. *Artificial climate warming positively affects arbuscular mycorrhizae but decreases soil aggregate water stability in an annual grassland. Oikos*, 97, 52-58.
- Rilling, M.C., Caldwell, B.A., Wösten, H.A.B., Sollins, P., 2007. *Role of proteins in soil carbon and nitrogen storage: controls on persistence. Biogeochemistry*, 85, 25-44.
- Ros, M., Garcia, C., Hernandez, T., 2001. *The use of urban organic wastes in the control of erosion in a semiarid Mediterranean soil. Soil Use and Management*, 17, 292-293.
- Roth, C.H., Pavan, M.A., 1991. *Effects of lime and gypsum on clay dispersion and infiltration in samples of a Brazilian Oxisol. Geoderma*, 48, 351–361.
- Rovira, A.D., Greacen, E.L., 1957. *The effect of aggregate disruption on the activity of microorganisms in the soil. Australian Journal of Agricultural Research*, 8, 659-673.
- Rovira, P., Vallejo, R., 2003. *Physical protection and biochemical quality of organic matter in mediterranean calcareous forest soils: a density fractionation approach. Soil Biology and Biochemistry*, 35, 245-261.
- Rumpel, C., Kögel-Knabner, I., Bruhn, F. 2002. *Vertical distribution, age, and chemical composition of organic carbon in two forest soils of different pedogenesis. Organic Geochemistry*, 33, 1131–1142.
- Russell, E. W., 1971. *Soil structure: Its maintenance and improvement. Journal of Soil Science*, 22, 137-151.
- Saggar, S., Parshotam, A., Sparling, G. P., Feltham, C. W., Hart, P. B. S., 1996. *¹⁴C-labelled ryegrass turnover and residence times in soils varying in clay content and mineralogy. Soil Biology and Biochemistry*, 28, 1677-1686.
- Salinas-Garcia, J.R., Hons, F.M., Matocha, J.E., 1997. *Long-term effects of tillage and fertilization on soil organic matter dynamics. Soil Science Society of American Journal*, 61:152–159.
- Scharpenseel, H.W., Becker-Heidmann, P., Neue, H.U., Tsutsuki, K., 1989. *Bomb-carbon ¹⁴C-dating and ¹³C-measurements as tracers of organic matter dynamics as well as morphogenetic and turbation processes. The Science of the Total Environment*, 81/82, 99-110.
- Schlesinger, W. H., 1995. *An overview of the C cycle. A: Soils and Global Change*. Eds. Lal, R., Kimble, J., Levin, J., Stewart, B.A. pp. 9-26. *Lewis Publishers*, Boca Raton, FL.
- Schmidt, M.W.I., 2004. *Biogeochemistry – carbon budget in the black. Nature*, 427, 305–307.
- Semmel, H., Horn, R., Hell, U., Dexter, K.A.R., Osmond, G., Schulze, E.D., 1990. *The dynamics of soil aggregate formation and the effect on soil physical properties. Soil technology*, 3, 113-119.
- Sextstone, A.J., Revsbech, N.P., Parkin, T.B., Tiedje, J.M., 1985. *Direct measurement of oxygen profiles and denitrification rates in soil aggregates. Soil Science Society of America Journal*, 49, 645–651.
- Shen, Y.H., 1999. *Sorption of natural dissolved organic matter on soil. Chemosphere*, 38, 1505-1515.
- Shipitalo, M.J., Protz, R., 1988. *Factors influencing the dispersibility of clay in worm casts. Soil Science Society of America Journal*, 52, 764–769.
- Shipitalo, M.J., Protz, R., 1989. *Chemistry and Micromorphology of Aggregation in Earthworm Casts. Geoderma*, 45, 357-374.

- Six, J., Elliott, K., Paustian, K., Doran, J. W., 1998. *Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. Soil Science of American Journal*, 62, 1367-1377.
- Six, J., Elliott, E. T., Paustian, K., 2000. *Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. Soil Biology and Biochemistry*, 32, 2099-2103.
- Six, J., Paustian, K., Elliott, E. T., Combrink, C., 2000. *Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. Soil Science Society of American Journal*, 64, 681-689.
- Six, J., Guggenberger, G., Paustian, K., Haumaier, L., Elliott, E.T., Zech, W., 2001. *Sources and composition of soil organic matter fractions between and within soil aggregates. European Journal of Soil Science*, 52, 607-618.
- Six, J., Conant, R. T. Paul., Paustian, K., 2002. *Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation soils. Plant and soil*, 241, 155-176.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Deneff, K., 2004. *A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Science Direct*, 79, 7-31.
- Skjemstad, J.O., Clarke, P., Golchin, A., Oades, J.M., 1997. *Characterization of soil organic matter by solid-state ¹³C NMR spectroscopy. A: Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition*. Eds Cadisch, G., Giller, K.E. pp. 253-271. *CAB International*, Wallingford.
- Skjemstad, J.O., Janik, L.J., Taylor, J.A., 1998. *Non-living soil organic matter: what do we know about it? Australian Journal of Experimental Agriculture*, 38, 667-680.
- Sollins, P., Homann, P., Caldwell, B. A., 1996. *Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. Geoderma* 74, 65-105.
- Sopper, W. E., 1993. *Municipal sludge use in land reclamation. CRC press LLC*. FL.
- Sørensen, L. H., 1972. *Stabilization of newly formed amino acid metabolites in soil by clay minerals. Soil Science*, 114, 5-11.
- Sørensen, L. H., 1981. *Carbon-nitrogen relationships during the humification of cellulose in soils containing different amounts of clay. Soil Biology and Biochemistry*, 13, 313-321.
- Sort, X. Tesi doctoral: *Propietats estructurals d'un sòl restaurat amb fangs de depuradora*, 1997. Departament de Biologia Animal, Vegetal i Ecologia, Unitat d'Ecologia, Facultat de Ciències, Universitat Autònoma de Barcelona. Bellaterra.
- Sort, X., Alcañiz, J.M., 1999. *Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. Land degradation and development*, 10, 3-12.
- Soulides, D.A., Allison, F.E., 1961. *Effect of drying and freezing soils on carbon dioxide production, available mineral nutrients, aggregation, and bacterial population. Soil Science*, 91, 291-298.
- Spaccini, R., Piccolo, A., Conte, P., Haberhauer, G., Gerzabek, M.H., 2002. *Increased soil organic carbon sequestration through hydrophobic protection by humic substances. Soil Biology and Biochemistry*, 34, 1839-1851.
- Stevenson, F.J. 1994. *Humus Chemistry. Genesis, Composition, Reactions. John Wiley and Sons*, New York.
- Sullivan, L. A., 1990. *Soil organic matter, air encapsulation and water-stable aggregation. European Journal of Soil Science*, 41, 529-534.
- Swift, R.S., 2001. *Sequestration of carbon by soil. Soil Science*, 166, 858-871.
- Tester, C. F., 1990. *Organic amendment effects on physical and chemical properties of sandy soil. Soil Science Society of American Journal*, 54, 827-831.

- Tipping, E., 2002. *Cation Binding by Humic Substances*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tisdall, J. M., Oades, J. M., 1982. *Organic matter and water-stable aggregates in soils*. *Journal of Soil Science*, 33, 141-163.
- Tisdall, J. M., 1996. *Formation of soil aggregates and accumulation of soil organic matter. A: Structure and organic matter storage in Agricultural Soils. Advances in Soil Science*. Eds. Carter, M.R., Stewart, B.A. pp. 57-66. CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Tisdall, J.M., Smith, S.E., Rengasamy, P., 1997. *Aggregation of soil by fungal hyphae*. *Australian Journal of Soil Research*, 35, 55–60.
- Torn, M.S., Trumbore, S.E., Chadwick, O.A., Vitousek, P.M., Hendricks, D.M. 1997. *Mineral control of soil organic carbon storage and turnover*. *Nature*, 389, 170–173.
- Traore, O., Groleau-Renaud, V., Plantureux, S., Tubeileh, A., Boeuf-Tremblay, V., 2000. *Effect of root mucilage and modelled root exudates on soil structure*. *European Journal of Soil Science*, 51, 575-581.
- Truman, C.C., Bradford, J.M., Ferris, J.E., 1990. *Antecedent Water Content and Rainfall Energy Influence on Soil Aggregate Breakdown*. *Soil Science Society of American Journal*, 54, 1385-1392.
- Trumbore, S.E., 1993. *Comparison of carbon dynamics in tropical and temperate soils using radiocarbon measurements*. *Glob. Biogeochem. Cycles*, 7, 275–290.
- Tyler, G., Balsberg-Pahlsson, A.M., Bengtsson, G., Baath, E., Tranvik, L., 1989. *Heavy metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates – a review*. *Water, Air and Soil Pollution*, 47, 189–215.
- Vargas, R., Hattori, T., 1986. *Protozoan predation of bacterial cells in soil aggregates*. *Federation of European Microbiological Ecology*, 38, 233–242.
- van Veen, J.A., Kuikman, P.J., 1990. *Soil structural aspects of decomposition of organic matter by microorganisms*. *Biogeochemistry*, 11, 213–233.
- Vesilind, P.A., 2003. *Wastewater treatment plant design*. Water Environment Federation. IWA Publishing, Cornwall.
- Wander, M. M., Yang, X., 2000. *Influence of tillage on the dynamics of loose- and occluded particulate and humified organic matter fractions*. *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 1151-1160.
- Watts, C.W., Dexter, A.R., Dumitru, E., Arvidsson, J., 1996. *An assessment of the vulnerability of soil structure to destabilisation during tillage. Part I. A laboratory test*. *Soil and Tillage Research*, 37, 161-174.
- Wardle, D.A., 1992. *A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil*. *Biology Reviews*, 67, 321–358
- Williams, D.E., Vlamis, J., Pukite, A.H., Corey, J.E., 1987. *Metal movement in sludge-amended soils: a nine year study*. *Soil Science*, 143, 124-131.
- Winsome, T., McColl, J.G., 1998. *Changes in chemistry and aggregation of a California forest soil worked by the earthworm *Argilophilus papillifer eisen* (Megascolecidae)*. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, 1677–1687.
- Woche, S.K., Goebel, M.O., Kirkham, M.B., Horton, R., VanderPloeg, R.R., Bachmann, J., 2005. *Contact angle of soils as affected by depth, texture, and land management*. *European Journal of Soil Science*, 56, 239–251.
- Wolters, V., 2000. *Invertebrate control of soil organic matter stability*. *Biology and Fertility of Soils*, 31, 1-19.
- Young, I.M., 1998. *Biophysical interactions at the root–soil interface: a review*. *The Journal of Agricultural Science*, 130, 1–7.

9.2. Webgrafia

Agència Catalana de l'Aigua (ACA), <http://aca-web.gencat.cat/aca/appmanager/aca/aca/> (Febrer de 2010)

Departament de Medi Ambient i Habitatge (DMAH), Generalitat de Catalunya, <http://mediambient.gencat.cat> (Abril de 2010)

Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC), www.icc.es (Febrer de 2010)

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), www.ipcc.ch (Juny de 2010)

National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), www.esrl.noaa.gov (Juny de 2010)

Servei Meteorològic de Catalunya (METEOCAT), www.meteocat.cat (Maig de 2010)

United Nations Environment Programme (UNEP), www.unep.org (Juny de 2010)

United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), <http://unfccc.int/> (Juny de 2010)

10. ACRÒNIMS I ABREVIACIONS

- ACA:** Agència Catalana de l'Aigua
Al: Alumini
ANOVA: Anàlisi de variances
ASE: Àrea superficial específica
C: Carboni
Ca: Calci
Cd: Cadmi
CEE: Comunitat Econòmica Europea
CIC: Capacitat d'intercanvi catiònic
CN: Carbó negre o *Black carbon*
CO₂: Diòxid de carboni
COS: Carboni orgànic del sòl
COT: Carboni orgànic total
Cr: Crom
CREAF: Centre de Recerca Ecològica i Agroforestal
Cu: Coure
DARGISA: Depuradora d'Aigües Residuals de Girona
DEHP: Dietil-hexil ftalat
DMAH: Departament de Medi Ambient i Habitatge (de la Generalitat de Catalunya)
EC: Concentració d'electròlits
ECCP: European Climate Change Programme
EDAR: Estació Depuradora d'Aigües Residuals
ESAB: Escola Superior d'Agricultura de Barcelona
ESP: Percentatge de sodi intercanviable
EuroCARE: European Cancer Registry – based study on survival and CARE of cancer patients.
Fe: Ferro
Hg: Mercuri
ICC: Institut Cartogràfic de Catalunya
IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change
iPMO fines/grollers: Partícules de matèria orgànica d'entre els agregats
IQS: Institut Químic de Sarrià
K: Potassi
LAB: Alquilbenzens lineals
LAS: Alquilbenzenosulfonats lineals
Mg: Magnesi
MO: Matèria orgànica
MOD: Matèria orgànica dissolta
MOS: Matèria orgànica del sòl
N: Nitrogen
Ni: Níquel
NOAA: *National Oceanic and Atmospheric Administration*
NPE: Nonil-fenols etoxilats
O: Oxigen

ONU: Organització de les Nacions Unides

P: Fòsfor

PAH: Hidrocarburs aromàtics policíclics

Pb: Plom

PCB: Bifenils policlorats

PMO: Partícules de matèria orgànica

PPM: Parts per milió

RD: Real Decret

UE: Unió Europea

UNEP: *United Nations Environment Programme*

UNFCCC: *United Nations Framework Convention on Climate Change*

Zn: Zinc

11. ANNEXOS

11.1. Pressupost

CONCEPTE	PREU	QUANTITAT	IMPORT
1. Recursos humans			
-Treball de camp	12 €/h	8 h x 4 pers	384 €
-Treball de laboratori	15 €/h	150 h	2.250 €
- Treball de despatx	15 €/h	480 h	7.200 €
2. Dietes (mitja)			
	15 €	1 dies x 4 pers	60 €
3. Desplaçaments			
	0,19 €/km	210 km	39,9 €
4. Recursos materials			
4.1. Amortització equipaments	2.500 €/any	0,25 anys	625 €
4.2. Material fungible	-	-	350 €
4.3. Reactius	-	-	425 €
Subtotal			11.333,9 €
5. Costos indirectes			
	0,2 x 11.333,9 €		2.266,78 €
Subtotal factura			15.867,46 €
6. IVA			
16% Total factura	0,16 x 15.867,46 €		2.538,79 €
Total factura + IVA			18.406,25 €

11.2. Programació

ACTIVITATS	PERÍODE
Recerca preliminar d'informació	Octubre de 2009
Presentació de la proposta preliminar	Octubre de 2009
Acceptació del projecte	Octubre de 2009
Treball de camp / Recerca d'informació	Novembre de 2009
Treball de laboratori / Recerca d'informació	Novembre i desembre de 2009
Anàlisi dels resultats	Gener, febrer, març i abril de 2010
Redacció formal del projecte	Abril i maig de 2010
Revisió del projecte per part dels directors	Maig de 2010
Correccions	Maig de 2010
Presentació del projecte	Juny de 2010

11.3. Textos i figures complementaris

11.3.1. Procés de depuració de les aigües residuals

Pel que fa a la part del procés de depuració que tracta únicament les **aigües residuals**, s'hi poden diferenciar els següents passos (Vesilind, 2003; Alcañiz *et al.*, 2008; ACA, 2010) (Figura 25):

1) Pretractament: pas on s'eliminen els sòlids voluminosos mitjançant reixes (**predesbast**), les sorres i graves (**dessorrador**) i part dels greixos (**desgreixador**, on s'hi duen a terme processos com el de flotació o el de precipitació física forçada).

2) Decantació primària: en aquests equips es produeix la sedimentació de part de la matèria orgànica i inorgànica per efecte de la gravetat, que es dipositen en el fons del decantador primari (bassa circular de fons cònic). Les depuradores biològiques poden incloure aquest procés o no, depenent del grau de contaminació de l'aigua entrant. El fang obtingut en aquesta etapa s'anomena **fang primari**.

3) Depuració biològica: és l'equip on es digereix la MO present en les aigües residuals (provinents des del pretractament o des del decantador primari) per mitjà de l'activitat biològica dels microorganismes que hi ha a l'aigua. Aquesta activitat s'optimitza amb la incorporació d'aire o d'oxigen (bombolleig), de manera que es produeix un ràpid creixement microbià alimentat per aquesta MO i, en conseqüència, disminueix considerablement la seva concentració. Això dona lloc a grans flocs de materials en suspensió que se separen per decantació secundària. En aquest procés també es pot aconseguir la reducció dels compostos de nitrogen, de fòsfor i de nutrients presents en l'aigua residual.

4) Decantació secundària: en aquest recinte es realitza la separació dels flocs obtinguts en la depuració biològica de l'aigua depurada d'una manera molt semblant a la decantació primària. El producte que s'obté s'anomena **fang biològic o fang secundari**. Una part d'aquests fangs es redirigeix cap al reactor biològic i una altra es condueix cap a l'espessidor de fangs. Les aigües ja depurades són abocades al medi receptor o bé prossegueixen el seu tractament en equips de depuració anomenats terciaris.

5) Tractament terciari: és el tractament més avançat de depuració de les aigües residuals. El seu objectiu és garantir la desinfecció de l'aigua, aconseguint una qualitat superior a la dels tractaments convencionals, que la faci apte per a la seva reutilització per a usos que no requereixen una qualitat d'aigua potable.

En funció del disseny de la línia d'aigua, doncs, els fangs generats poden ser primaris, secundaris o mixtos. Aleshores, es passa a la segona línia de funcionament, que correspon a la part del procés de depuració que tracta **els fangs o els llots**, a les instal·lacions de posttractament de fangs. Es compona també de diferents passos (Alcañiz *et al.*, 2008; ACA, 2010; UNEP, 2010) (Figura 25):

1) Recirculació: una part dels fangs del decantador secundari són retornats al reactor biològic per assegurar l'activitat biodegradativa dels microorganismes.

2) Espessiment: l'excés de matèria decantada es purga des dels decantadors i es bomba fins a uns espessidors on, mitjançant l'acció física de la gravetat o bé per flotació, es barregen i s'homogeneïtzen els fangs per tal de reduir-ne el volum i poder tractar-los posteriorment amb més eficàcia. Aquest tractament permet obtenir fangs amb una concentració al voltant del 5% de matèria seca.

3) Digestió: en l'equip de digestor de fangs, aquests són espessits, s'estabilitzen i se n'elimina la part fermentable (reduint i estabilitzant la MO, fet que disminueix la facilitat a la degradació, i conseqüentment la seva mala olor). Aquest és un procés que es pot desenvolupar aprofitant l'activitat biològica dels mateixos microorganismes presents en els fangs o mitjançant l'addició de compostos químics. Aquest procés pot ser de tipus aeròbic (presència d'oxigen) o anaeròbic (absència d'oxigen). Els fangs aeròbics es caracteritzen per tenir un contingut lleugerament superior de MO i de nutrients en comparació als anaeròbics (Alcañiz *et al.*, 2008), i mesòfil o termòfil depenent de la temperatura en la que es desenvolupa el procés.

4) Deshidratació: es redueix el contingut d'aigua en els fangs per disminuir-ne el volum (minimitzar així la quantitat de residu generat a la depuradora) i fer-los més fàcilment manipulables. Les deshidratacions actuals son gairebé en la seva totalitat de tipus mecànic i les sequedats del fang que s'obtenen oscil·len entre el 15 i el 35 % de matèria seca.

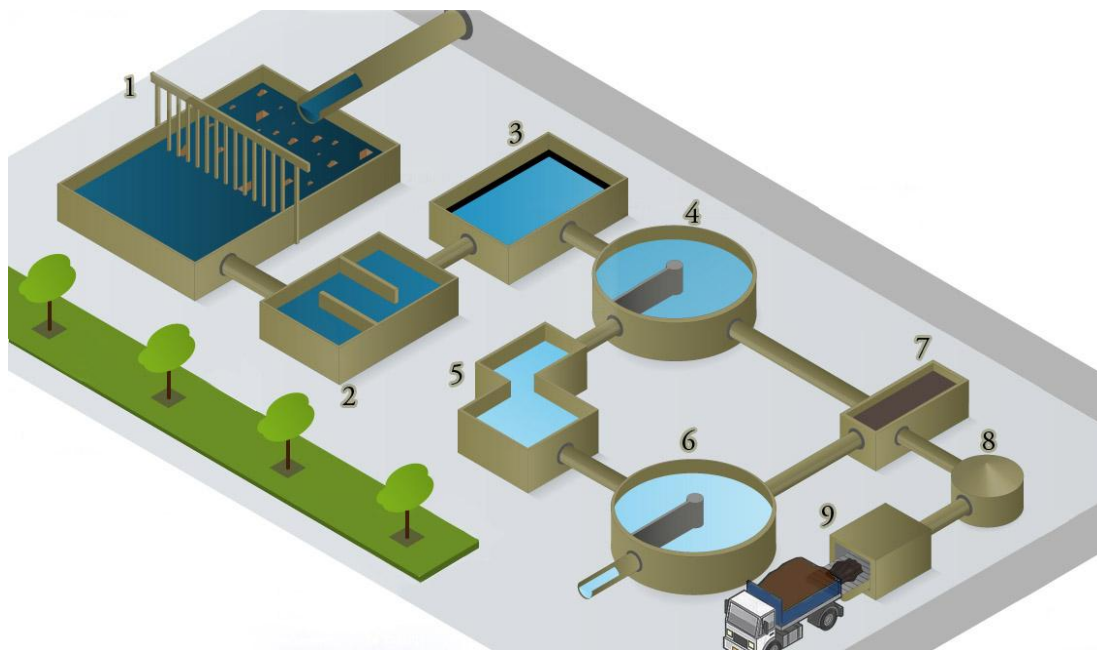


Figura 25. Esquema d'una EDAR, línia d'aigües i línia de fangs. 1: Predesbast; 2: Dessorrador; 3: Desgreixador; 4: Decantació primària; 5: Reactor biològic; 6: Decantació secundària; 7: Espessidor de fangs; 8: Digestor de fangs; 9: Deshidratació de fangs.

Font: adaptat de l'ACA (2010).

11.3.2. Classificació dels fangs de depuradora

La classificació que s'estableix segons l'estabilitat de la MO que contenen els fangs de depuradora és la següent (Alcañiz *et al.*, 2008):

- **Fangs primaris:** els fangs procedents d'un tractament primari de depuració, sense cap tipus d'estabilització de la MO. Aquests fangs ja fa més de 10 anys que no s'utilitzen en aplicacions al sòl i, en l'actualitat, totes les EDAR de Catalunya s'han ampliat amb processos de depuració biològica de manera que ja no es produeixen fangs d'aquesta tipologia.

- **Fangs biològics no estabilitzats:** fangs procedents d'un tractament biològic convencional, que generalment han sofert només una lleugera estabilització i tenen continguts alts de MO.

- **Fangs biològics d'aireació perllongada:** fangs obtinguts en processos de depuració biològica amb temps de permanència grans que permeten una estabilització superior als anteriors, similar a l'obtinguda amb tractaments de digestió aeròbia.

- **Fangs digerits aeròbiament:** els fangs biològics es purguen i es mantenen durant alguns dies a concentracions elevades i amb aportació d'aire per tal que es produeixi la digestió per l'acció dels propis microorganismes presents en el fang. Els continguts de MO obtinguts es poden considerar mitjans i els graus d'estabilitat resultants no es diferencien significativament als dels fangs d'aireació perllongada.

- **Fangs digerits anaeròbiament:** en aquest cas la digestió es produeix en absència d'oxigen. Amb aquest tractament s'aconsegueixen graus d'estabilitat majors, superiors al 30%.

11.3.3. Canvi climàtic

La concentració de CO₂ atmosfèric ha incrementat progressivament des de les 180~280 ppm en el període preindustrial (Petit *et al.*, 1999) fins les 387 ppm l'any 2009 (NOAA, 2010). Aquest procés segueix un increment exponencial (NOAA, 2010; IPCC, 2010) i segons l'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2010) seguirà augmentant durant aquest segle. La causa principal es deu a la crema de combustibles fòssils, en canvi, les conseqüències no són del tot clares ni previsibles. El que produeix el CO₂, juntament amb més gasos (els anomenats gasos d'efecte hivernacle) és l'escalfament global de la Terra, l'accentuació de l'efecte hivernacle natural que hi permet la vida. La investigació i els models desenvolupats condueixen a parlar de canvi climàtic, ja que els efectes abasten a tot el planeta i són molt diversos⁴³ (canvis en la temperatura, augment del nivell del mar, augment de la freqüència d'episodis meteorològics extrems, i un llarg etcètera).

⁴³ Cal tenir en compte que el diòxid de carboni és només un dels gasos d'efecte hivernacle que participen en el canvi climàtic.

Així, l'any 1997 els països industrialitzats van firmar l'anomenat *Protocol de Kyoto*⁴⁴, on es comprometen a reduir en el període 2008-2012 les emissions dels gasos d'efecte hivernacle, entre ells el CO₂, en un percentatge aproximat d'almenys un 5%, en comparació les emissions de l'any 1990 (UNFCCC, 2010). Des d'aleshores s'apliquen mesures per complir aquest objectiu, i per això el paper dels sòls en aquest context ha anat adquirint importància (Rovira i Vallejo, 2003; Rilling, 2007).

11.3.4. Figures complementàries

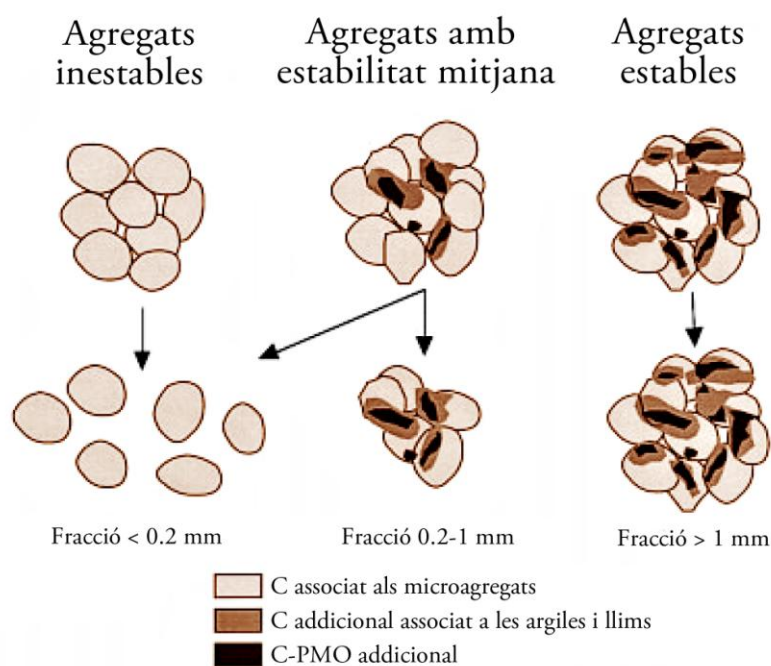


Figura 26. Esquema de la composició dels agregats i de les fraccions sorgides de l'slaking. La presència de matèria orgànica addicional confereix més estabilitat als agregats.

Font: modificat de Puget et al. (2000).

⁴⁴ L'instrument es troba dins del marc de la Convenció Marc de les Nacions Unides sobre el Canvi Climàtic, subscripta el 1992 dins del que es va conèixer com a Cimera de la Terra de Río de Janeiro.

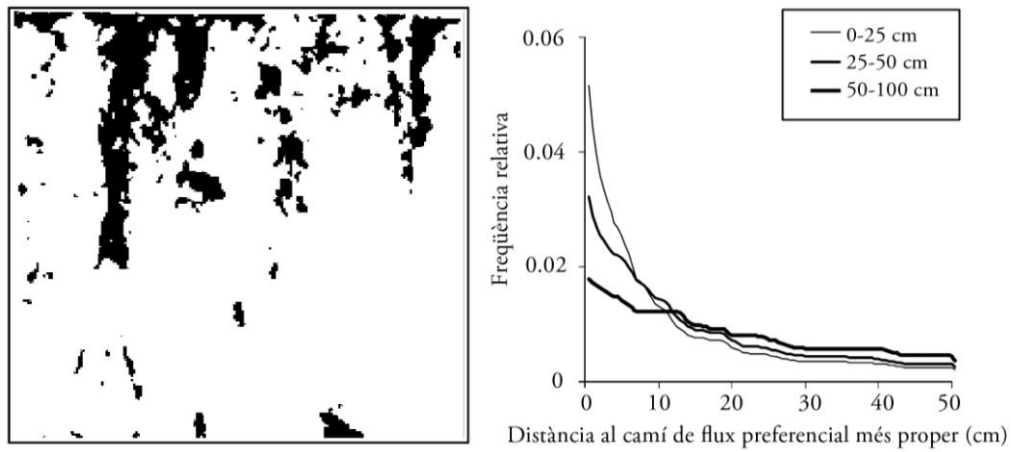


Figura 27. (a) Camins de flux preferencial en un perfil de sòl d'1 m de profunditat (basat en Bundt et al. (2001)). (b) Distribució de la freqüència de la distància entre un punt en el sòl i el camí de flux preferencial més proper: a més profunditat hi ha menys probabilitat de situar-se prop d'un camí de flux preferencial.

Font: modificat de Lützow et al. (2006).

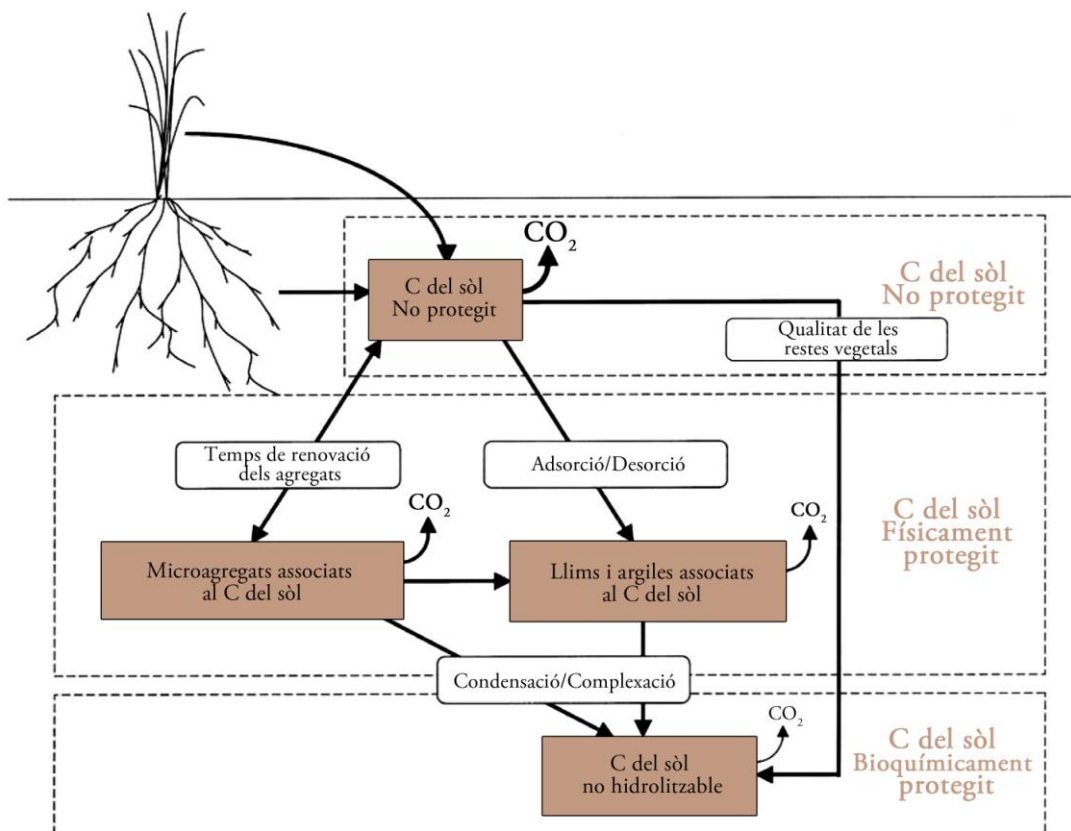


Figura 28. Model conceptual de les dinàmiques de la MOS en compartiments mesurables. Els processos de la formació/degradació dels agregats, adsorció/desorció i condensació/complexació de la MOS i la qualitat de les restes vegetals determinen els compartiments dinàmics de la MOS.

Font: modificat de Six et al. (2002).

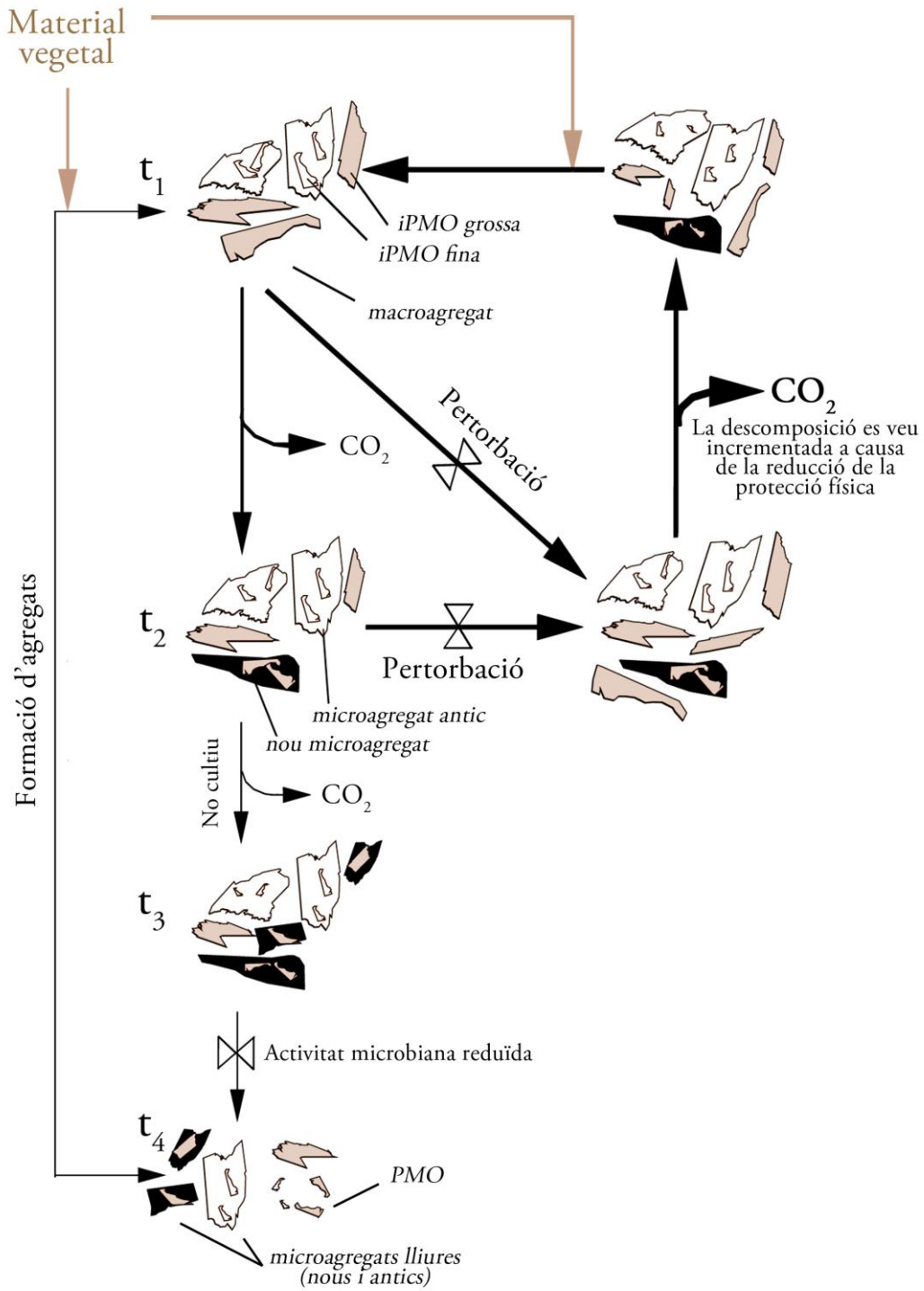


Figura 29. Model de formació d'agregats. Aquest model conceptual del cicle de vida d'un macroagregat mostra la formació de nous microagregats entre els macroagregats i l'acumulació versus la mineralització del CO associat als agregats. Font: modificat de Six et al. (2000).

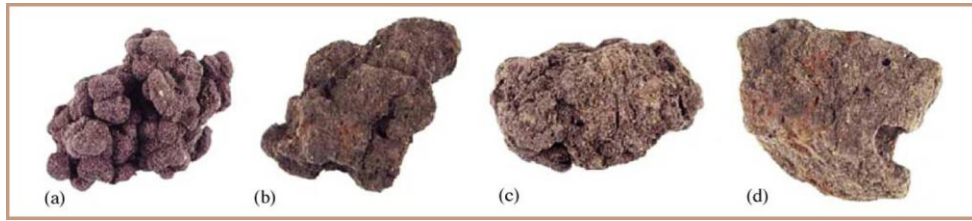


Figura 30. Exemples de diferents tipus de macroagregats separats de les fraccions de mida entre 4 i 12.5 mm: (a) turrícules fresques, (b) turrícules adherides, (c) agregat arrodonit, (d) agregat angular.

Font: Pullemann et al. (2004).

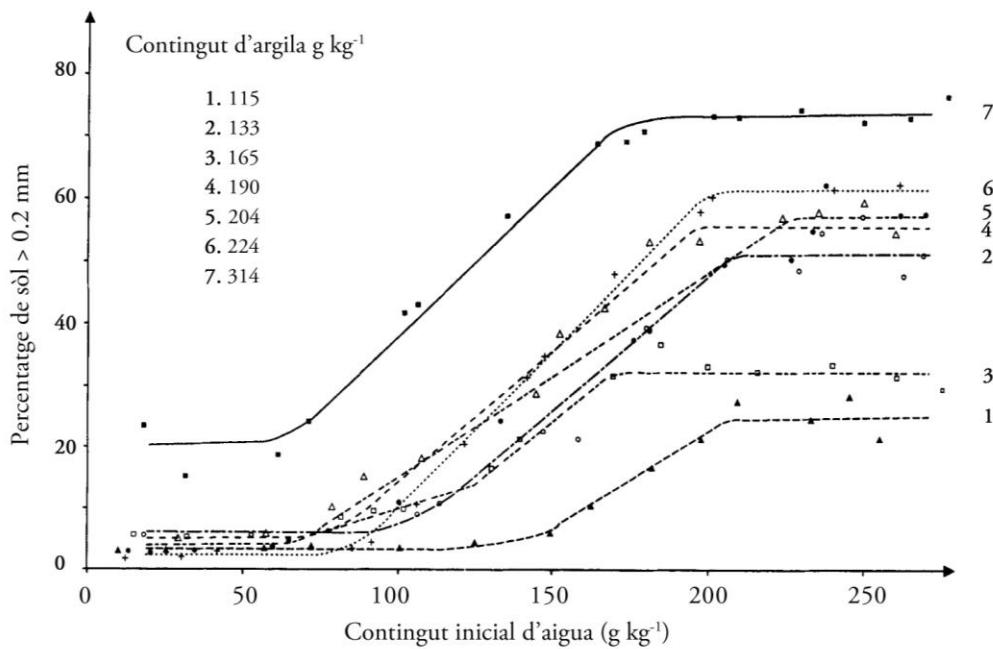


Figura 31. L'estabilitat dels agregats mesurada amb el mètode de Hénin et al. (1958), en funció del contingut d'aigua i del percentatge d'argiles. Font: modificat de Le Bissonnais (1996).



Figura 32. Mostres classificades al laboratori seques i garbellades, preparades per dur a terme els tractaments.

Font: elaboració pròpia.



Figura 33. Detall del garbell amb mida de malla 2 mm. Font: elaboració pròpia.

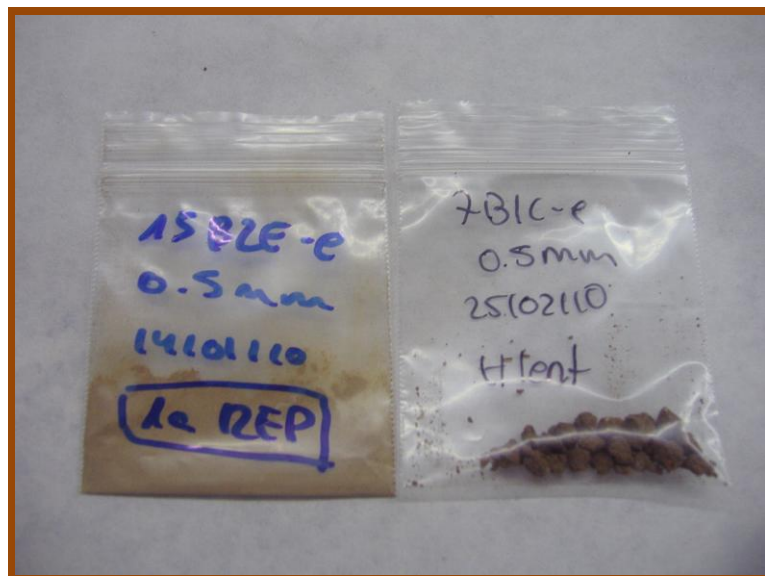


Figura 34. Mostra triturada (a l'esquerra), per dur a terme l'oxidació del carboni i mostra per triturar (a la dreta). Font: elaboració pròpia.

