

Carla Guillén Escribà, febrero 2013.



Efectos de la aplicación de cenizas de caldera de biomasa en el modelo jerárquico de agregación de un suelo forestal bajo condiciones oceánicas.



Memoria del proyecto final de carrera. Licenciatura de Ciencias Ambientales. Derio, 2013.
Director: Josep Maria Alcañiz Baldellou
Tutores: Nahia Gartzia Bengoetxea y Ander González Arias.

Informe del Director, Proyecto Final de Carrera de Ciències Ambientals

Alumne: Carla Guillen Escriba

Assignatura: Projecte final de carrera (Codi 24675).

Curs 2012-13

Ander Arias González, investigador del departamento de Producción y Protección Vegetal y **Nahia Gartzia Bengoetxea**, investigadora del departamento de Calidad Ambiental, ambos de NEIKER-Tecnalia,

INFORMAN

Que Carla Guillen Escriba ha llevado a cabo su proyecto final de carrera titulado "EFECTOS DE LA APLICACIÓN DE CENIZAS DE CALDERA DE BIOMASA EN EL MODELO JERÁRQUICO DE AGREGACIÓN DE UN SUELO FORESTAL BAJO CONDICIONES OCEÁNICAS" bajo nuestra dirección a lo largo del curso 2012-13.

La alumna, por una parte, ha participado en el establecimiento de los sitio de demostración de silvicultura adaptativa al Cambio Climático del País Vasco en el marco del proyecto REINFFORCE (Interreg IVB Área Atlántica), y por otra, ha desarrollado un estudio científico sobre el efecto de las cenizas de la caldera de biomasa en la formación de la estructura del suelo y en la dinámica de carbono. Este trabajo ha permitido a la estudiante familiarizarse con los ensayos de laboratorio para estudiar la estabilidad de los agregados y carbono orgánico. También ha aprendido a tratar estadísticamente los datos y ha explorado la bibliografía de esta especialidad. Todo ello ha permitido a la estudiante iniciarse en el ámbito de la investigación científica. En todo momento ha demostrado su buena disposición hacia la realización de las tareas encomendadas, mostrando espíritu de iniciativa, una buena capacidad de trabajo en grupo, así como una excelente efectividad en los trabajos en que ha participado. Por lo tanto, consideramos que el trabajo ha alcanzado los requerimientos de formación que se piden en un proyecto final de carrera.

Y para que conste a los efectos que corresponda, firmamos el presente informe en Derio (Bizkaia) a 31 de enero de 2013.



Ander Arias González



Nahia Gartzia Bengoetxea



AGRADECIMIENTOS

Gracias al equipo de Neiker-Tecnalia, por habernos dado la posibilidad de realizar este proyecto con ellos y por la ayuda que nos han prestado durante todo este tiempo, en especial a Nahia Gartzia y Ander González por habernos proporcionado el conocimiento y las herramientas para llevar a cabo todo el estudio y haber creado además un ambiente de trabajo tan agradable. También quisiera agradecer la ayuda prestada por los compañeros de laboratorio Fer, Arrate, Ania y Mikel.

Gracias a Endika, por toda la ayuda durante su estancia, por haber aportado su toque de alegría y haber hecho los días más amenos.

Gracias a Lluís Trulls, por habernos proporcionado en todo momento el soporte administrativo necesario a la hora de realizar todos los trámites y gestiones, tanto de movilidad como de proyecto.

Gracias a Josep M. Alcañiz, por haber dedicado su tiempo a esclarecer dudas, realizar el papeleo y llevar un seguimiento del trabajo.

Gracias a mi familia, por toda la paciencia y el apoyo que me han dado, sobretodo en momentos difíciles. Les estoy muy agradecida por haberme facilitado siempre el camino para seguir adelante con mis proyectos.

Gracias a mi familia vasca, por haberme tratado tan bien durante todo este tiempo y haberme hecho sentir como en casa.

Finalmente, gracias Ander. Por todo.



Informe de los directores.....	1
Agradecimientos.....	2
Índice de figuras y tablas.....	5
Índice de imágenes.....	6
0. Presentación.....	8
1. Encuadre del proyecto.....	11
2. Justificación.....	12
3. Antecedentes.....	16
3.1 Los bosques y el cambio climático.....	16
3.1.1 Tipificación de impactos y vulnerabilidad de los sistemas forestales frente al cambio climático.....	16
3.1.2 La importancia de los bosques de cara a la contribución en la lucha contra el Cambio Climático.....	18
3.1.3 La adaptación de las superficies forestales al cambio climático y su contribución a la mitigación.....	19
4. Objetivos.....	20
Capítulo I. Efectos de la aplicación de cenizas en el modelo jerárquico de agregación de suelos, en un bosque templado del País Vasco.....	21
5. Introducción.....	22
5.1 Los bosques de la zona climática templada del País Vasco y su gestión forestal.....	22
5.2 Silvicultura adaptativa: aplicación de cenizas en suelos forestales.....	23
5.2.1 Revisión de ensayos realizados.....	23
5.2.2 Propiedades de las cenizas.....	26
5.2.3 Consideraciones medioambientales de las cenizas.....	28
5.3 El ciclo global del carbono.....	30
5.4 Los suelos como sumideros de carbono.....	31
5.4.1 El balance del carbono en el suelo.....	32
5.4.2 Los stocks de COS y el cambio climático.....	33



5.5 La materia orgánica: el mayor compartimento de COS en los bosques.....	34
5.5.1 Estabilización de la materia orgánica.....	35
5.6 El proceso de agregación del suelo.	42
5.7 Evolución de las teorías más importantes sobre dinámicas de formación y estabilización de agregados.....	43
5.8 Factores que influyen en la dinámica de agregación del suelo.....	46
5.9 Capacidad de captura de carbono según el tamaño de agregado.....	54
6. Metodología del ensayo de laboratorio.....	55
6.1 Descripción del área de estudio: localización y climatología.....	55
6.2 Caracterización del huerto semillero objeto de estudio.....	56
6.2.1 Datos generales.....	56
6.2.2 Litología.....	56
6.2.3 Edafología.....	57
6.3 Desarrollo experimental.....	57
6.3.1 Toma de muestra y procesado.....	57
6.3.2 Determinación de la capacidad de campo.....	59
6.3.3 Tratamientos y determinación de las dosis de ceniza.....	60
6.3.4 Preparación de los anillos para el proceso incubación.....	63
6.3.5 Determinación de la respiración del suelo.....	64
6.3.6 Proceso de incubación.....	65
6.3.7 Proceso de fraccionamiento.....	65
6.3.8 Recuperación de limos y arcillas.....	68
6.3.9 Distribución de la medida de los agregados. Balance de masas.....	69
6.3.10 Determinación del carbono orgánico total.....	70
6.3.10.1. Cálculo del contenido en C orgánico.....	72
6.3.11 Determinación del stock del COS.....	73
6.3.12 Análisis de datos.....	73
7. Resultados.....	74
7.1 Dinámica de agregación del suelo tras la aplicación de ceniza.....	74
7.2 Distribución del C orgánico en las diferentes fracciones de agregados.....	76
7.3 Stock de C orgánico en el suelo.....	78
8. Discusión.....	79



9. Conclusiones.....	86
Capítulo II. Construcción de una infraestructura de demostración de silvicultura adaptativa.....	87
10. Metodología del ensayo de campo.....	88
10.1 Diseño experimental.....	88
10.2 Evaluación de la ecotoxicidad en los lixiviados generados tras la aplicación de los diferentes tratamientos en el suelo.....	90
11. Bibliografía.....	91
12. Acrónimos.....	101
13. Anexos.....	102
13.1 Programación del proyecto.....	102
13.2 Presupuesto del proyecto.....	103
13.3 Textos, figuras, tablas e imágenes complementarias.....	104
13.3.1 Caracterización climatológica de la zona de estudio.....	104
13.3.2 Figuras y tablas complementarias.....	106
13.3.3 Imágenes complementarias del proceso de construcción de la infraestructura de demostración de silvicultura adaptativa.....	107

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

Figura 1. Esquema de las tres acciones previstas por el centro en el proyecto REINFFORCE.....	11
Figura 2. (a) Reservas de carbono en los bosques y otras superficies boscosas en Europa, en 2005. (b) Evolución de la extensión forestal en Europa, 1990-2005.....	18
Figura 3. Ciclo global del carbono.....	30
Figura 4. Esquema de los procesos de estabilización de la materia orgánica del suelo.....	36
Figura 5. Modelo de agregación de suelos de Tisdall y Oades.....	45
Figura 6. Multiplicidad de interacciones y retroalimentaciones entre los cinco factores principales que influyen en la formación y estabilización de agregados.....	49
Figura 7. Ciclo del retorno de la materia orgánica y los agregados estables de diferentes tamaños y perturbaciones causadas por el laboreo en este ciclo.....	52
Figura 8. Mapa de la CAPV y ampliación del municipio del Valle de Karrantza.....	55
Figura 9. Localización de las parcelas.....	56
Figura 10. Mapa litológico detallado de la zona de estudio.....	56



Figura 11. Funcionamiento de la olla a presión de Richards.....	59
Figura 12. Tabla de tiempos de incubación, 2012.....	65
Figura 13. Ejemplo de recta de calibrado de la sacarosa. Ecuación que relaciona la absorbancia con la concentración de CORG en mg.....	72
Figura 14. Distribución del porcentaje de cada tamaño de agregado del suelo a lo largo de todo el periodo de incubación, para los tratamientos CC (a), C2 (b), C10 (c) y CN (d)	74
Figura 15. Evolución de la concentración de C orgánico en cada tamaño de agregado (LMagg, Magg, magg, silt) a lo largo del periodo de incubación, para el tratamiento CC (a), C2 (b), C10 (c) y CN (d).	76
Figura 16. Variación del Stock de C en el suelo para cada tamaño de agregado del suelo a lo largo de todo el periodo de incubación, para los tratamientos CC, C2, C10 y CN.	78
Figura 17. (a) Mapa topográfico de la comarca de Las Encartaciones 1:20000. (b) Localización de las parcelas. Ortofotomapa.....	88
Figura 18. Mapa de la red de estaciones meteorológicas de Euskadi	104
Figura 19. Temperaturas medias mensuales en el periodo 1995-2009.	105
Figura 20. . Precipitaciones medias acumuladas mensuales en el periodo 1999-2009.	105
Figura 21. . Otros datos importantes climatológicos.	106
Figura 22. . Clasificación USDA de los suelos según textura.....	107
Figura 23. . Mapa litológico de la zona de Balmaseda	109
Tabla 1. Informe edafológico del Huerto semillero de Karrantza.....	57
Tabla 2. Tratamientos empleados en las parcelas de ensayo y en el trabajo de laboratorio.....	61
Tabla 3. Concentración en g/kg de los macronutrientes, micronutrientes y metales pesados en ceniza, biochar y N-biochar.....	62
Tabla 4. Relación Ca para ceniza/biochar para ceniza/N-biochar.....	63
Tabla 5. Composición de los diferentes tratamientos de ceniza.....	63
Tabla 6. Clasificación granulométrica de las partículas del suelo.....	65
Tabla 7. Cantidades para preparar la recta de calibrado de CORG. (Volumen final: 1ml).....	71
Tabla 8. Cantidad esparcida de biochar o ceniza para cada tratamiento.....	89
Tabla 9. Clasificación granulométrica.....	106



ÍNDICE DE IMÁGENES

Imagen 1. (a) Recogida de muestras en las parcelas de Karrantza. (b) Secado de las muestras de suelo.....	58
Imagen 2. (a) Equipo de Richards. (b) Anillos de retención con las muestras de suelo.....	60
Imagen 3. (a) Los 60 anillos con los diferentes tratamientos listos para poner a incubar (b) Imagen de uno de los anillos con más detalle. (c) Frasco de incubación con el anillo. (d) Estufa termostatzada con los frascos.....	64
Imagen 4. Aparato de tamizado en húmedo Eijkelkamp© con su batería de tamices de 2mm, 250 µm y 53 µm.....	66
Imagen 5. (A) División de la pastilla de muestra por la mitad. (B) Rotura manual de los agregados del suelo de 16g de pastilla respetando los planos de rotura. (C). Repartición de los 16g de suelo entre 4 tamices de 2mm (D). Proceso de agitación con el aparato de tamización en húmedo Eijkelkamp©.....	68
Imagen 6. (a) Parcela delimitada con cintas. (b) Tronco pintado para indicar el tratamiento que debe ser aplicado.....	89
Imagen 7. Muestreador Rhizon en una de las parcelas con tratamiento.....	90
Imagen 8. Bolsas de ceniza procedentes de la caldera de biomasa e Durango (izquierda) y bolsas de Biochar importadas desde Suiza.....	107
Imagen 9. Parcelas en el huerto semillero de Karrantza.....	108
Imagen 10. Distribución del biochar en una de las parcelas.....	108
Imagen 11. Aplicación de las cenizas en una de las parcelas	108



0. PRESENTACIÓN

La influencia del hombre en el clima de la tierra es cada vez más obvia y durante muchos años, las observaciones climáticas que se han llevado a cabo desde el año 1880, han demostrado la tendencia del calentamiento global, corroborando que los 15 años más calurosos conocidos hasta ahora han sido todos observados a partir del 1990 (EFI news. Number 1. Volume 17, April 2009).

Los últimos datos, expuestos por los expertos de la ONU refuerzan la tesis de que el calentamiento del planeta es ocasionado por las actividades humanas. Entre otras consecuencias, el quinto informe sobre evaluación del cambio climático que aún está en fase de elaboración, pero que del cual se conocen ciertos datos, destaca que la temperatura media en el último siglo ha aumentado 0.8 grados, mientras que el nivel del mar a lo largo del siglo XX ha subido entre 2.7 y 3.7 mm/año. Jerónimo Lorente, catedrático de Astronomía y Meteorología de la UB, destaca que “el informe confirma que la realimentación entre el clima y el ciclo del carbono es positiva; es decir, a más CO₂, más alta es la temperatura y eso produce mayores emisiones naturales de CO₂ con el consiguiente nuevo aumento de la temperatura, y así sucesivamente”.

El calentamiento global del planeta por lo tanto, es un hecho que está prácticamente aceptado en la actualidad y se sabe que se está acelerando como consecuencia de la liberación a la atmósfera de gases de efecto invernadero (GEH). Existen seis GEH regulados en la normativa internacional en materia de cambio climático. Entre ellos, el dióxido de carbono (CO₂), es el referente más abundante y, su incremento está principalmente asociado al uso de combustibles fósiles y a la continua deforestación que tiene lugar sobre todo en las zonas tropicales. De hecho, de acuerdo con los escenarios futuros desarrollados por el IPCC, muy probablemente, las emisiones de GEH continuarán aumentando y llegarán a tener en el año 2100, en el caso del CO₂, concentraciones entre un 90 y un 250% por encima del año 1750, siendo la quema de combustibles fósiles, su causa principal (Plan Vasco de lucha contra el Cambio Climático, 2008-2012).

Además de la emisión de GEH, la presión de los recursos del suelo del planeta ha aumentado también en los últimos años. El crecimiento económico ha tenido lugar a expensas de los recursos naturales y los ecosistemas, y debido a los incentivos perjudiciales, es probable que solo la deforestación y la degradación de los bosques, supongan un costo para la economía mundial incluso superior a las pérdidas derivadas de la crisis financiera del 2008. Se acepta de manera creciente, la idea de que la mejora del recurso suelo y su manejo sostenible para prevenir la degradación de tierras, incluyendo la erosión, sea una meta importante a conseguir en los próximos años (*GEO-5*, Perspectivas del Medio Ambiente Mundial. Resumen para responsables de políticas. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente).



En este contexto, diseñar un marco de actuación adecuado para el conjunto de las iniciativas relativas a la adaptación al cambio climático supone una mayor coordinación y eficacia de las actividades que se lleven a cabo en este campo. Por tanto, es muy importante enfocar las políticas y medidas de adaptación con un horizonte temporal adecuado y considerarlas como un proceso iterativo y continuo (Plan Nacional de adaptación al cambio climático, 2009)

Europa 2020 es la estrategia de crecimiento de la UE para la próxima década (*Europa 2020*, Comisión Europea, 2010) y los tres objetivos correspondientes en materia de crecimiento sostenible, establecen que antes del 2020 se tiene que:

1. Reducir las emisiones de GEH respeto a los niveles de 1990.
2. Aumentar hasta el 20% el uso de energías renovables en el consumo final de energía.
3. Aumentar un 20% la eficiencia energética.

Se hace necesario, por lo tanto, la preparación de una respuesta al cambio climático, y ésta debe basarse en la adopción de decisiones, políticas y acciones que tengan como principal objetivo la mitigación y/o adaptación a estas nuevas condiciones.

En este escenario, tal y como hemos comentado, la protección del suelo como recurso debe ser tomada urgentemente en cuenta, no sólo por la valoración del capital natural para satisfacer las necesidades humanas, sino también por su importante papel en el balance del CO₂ atmosférico (FAO, 2007). El suelo es el segundo reservorio de materia orgánica más importante del planeta después de los océanos (Informe sobre la conferencia del Cambio Climático, Bruselas, 12 de junio de 2008). De hecho, sólo en la Unión Europea hay más de 70.000 millones de toneladas de carbono orgánico en el suelo (Instituto de Ecología Aplicada). La emisión a la atmósfera de una pequeña fracción de esta cantidad, anularía de un plumazo todos los esfuerzos realizados en Europa para reducir las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero en otros sectores.

Existen diversos factores que contribuyen a la pérdida del carbono de los suelos. Uno de ellos son los cambios a largo plazo en las prácticas de cultivo, que se producen fundamentalmente por la evolución de las circunstancias económicas (Informe sobre la conferencia del Cambio Climático, Bruselas, 12 de junio de 2008). En el último siglo, en Europa (y en general en el mundo industrializado), el ser humano ha mecanizado y racionalizado muchos de los sistemas de cultivo: ha especializado la producción y simplificado la gestión. La mayoría de estos cambios han aportado beneficios socioeconómicos, pero se ha perdido de vista lo que les está ocurriendo a los suelos. Las prácticas agrícolas, en su mayoría desvinculadas del mantenimiento del suelo, han influido decisivamente en el aumento de la



productividad. Ahora, según todos los indicios, se está produciendo una reducción lenta y gradual de la materia orgánica del suelo; un deterioro cuyos efectos, aunque aún no son muy apreciables sobre el terreno, sí son muy importantes en términos de emisiones de carbono si se consideran en conjunto. Y la atmósfera, por supuesto, no hace distinciones en cuanto al origen del dióxido de carbono cuando se trata del cambio climático (FAO, 2009)

No obstante, los cambios en las prácticas agrícolas son sólo una parte del problema. También influyen las modificaciones en los patrones de precipitación y el aumento de las temperaturas medias causadas por el cambio climático. El incremento de la temperatura del planeta acelera la pérdida de carbono de los suelos, ya que el índice de la actividad microbiana aumenta proporcionalmente. Esto hace que la materia orgánica se descomponga más rápidamente y ello, eleva la velocidad de emisión de dióxido de carbono a la atmósfera. Además, los cambios en las pautas de precipitación van a intensificar la erosión de los suelos más vulnerables, que en muchos casos presentan ya de por sí un escaso contenido de materia orgánica. De esta manera, la calidad del suelo va a seguir deteriorándose por la acción del cambio climático y, con ello, también continuará aumentando el riesgo de desertificación y degradación de la tierra, fenómenos que ya afectan a los Estados miembros del sur de la Unión Europea y que, previsiblemente, va a continuar su avance hacia el norte (*Climate Change – can soil make a difference?*, European Commission, 12th June 2008).

Si bien el suelo, por lo tanto, es parte del problema del cambio climático también puede ser parte de la solución. El cuadro general es claro, a través de la adopción de una correcta gestión de prácticas de manejo que garanticen el mantenimiento de carbono en el suelo, se podría contribuir a compensar en parte las emisiones de los combustibles fósiles.

En dicha tesitura, la silvicultura puede desempeñar un papel muy positivo de cara a la adaptación y mitigación del cambio climático (*Copa-Cogeca. European farmers and European agri-cooperatives, 2009*). Tiene la capacidad de identificar, evaluar y transferir conocimientos en el manejo de los bosques de manera que respondan a los cambios del clima y minimicen los efectos de estos cambios en los mismos y en la sociedad. Dentro de las prácticas silvícolas, la biomasa desempeña un papel mitigador muy importante basado en dos factores principales: la sustitución de los combustibles fósiles y el secuestro de carbono.

Este proyecto alberga la aportación de conocimiento científico sobre los efectos que tiene la aplicación de una práctica silvícola, basada en la reutilización de residuos forestales provenientes de la quema de biomasa, en las propiedades físicas de un suelo forestal de la zona de clima templado del País Vasco. Asimismo, se lleva a cabo el establecimiento de un marco para el posible y necesario desarrollo y demostración de sistemas de valoración de dichos residuos forestales.



1. ENCUADRE DEL PROYECTO

El presente trabajo de investigación se encuadra dentro del proyecto REINFFORCE (REsource INFrastructure for monitoring and adapting European Atlantic FORests under Changing climatE). Este proyecto de 4 años de duración, está co-financiado por el programa *FEDER-INTERREG IV de Cooperación Transnacional Espacio Atlántico 2007-2013*, cuya segunda prioridad es la de: " Proteger y mejorar la seguridad y sostenibilidad del medio ambiente marítimo y costero", y por la Dirección de Innovación e Industrias Alimentarias del Dpto. de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco en el caso de Euskadi. Además, la coordinación del proyecto se lleva a cabo por la Oficina Regional EFlAtlantic localizada en la oficina IEFC de Burdeos (Francia).

En este proyecto, un total de 12 regiones de Portugal, España, Francia y Reino Unido, están trabajando para construir infraestructuras a partir de recursos forestales, con la finalidad de investigar sobre la adaptación al Clima Climático de los bosques atlánticos.

El objetivo de REINFFORCE es poner en común los recursos humanos y técnicos de diversas instituciones del Espacio Atlántico, con el fin de desarrollar instrumentos transnacionales conjuntos que permitan adaptar su patrimonio forestal a las consecuencias del cambio climático. Las infraestructuras previstas -arboretos¹ y **sitios de demostración de diversas silviculturas**-, tienen como fin cuantificar los efectos del cambio climático en las especies forestales y la influencia que puede ejercer la forma de gestión forestal en la salud y en el crecimiento de las masas arboladas del Espacio Atlántico.

El presente trabajo de investigación se ha llevado a cabo por el centro Neiker - Tecnalia del País Vasco, y se ha basado en la realización de dos de las tres acciones previstas de duración cuatrienal (de febrero 2009 a enero 2013) por el centro.

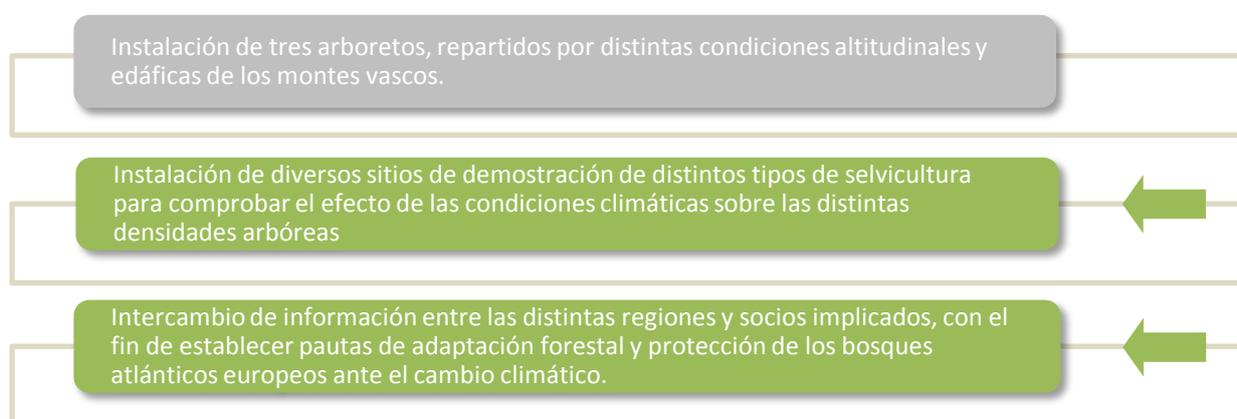


Figura 1. Esquema de las tres acciones previstas por el centro en el proyecto REINFFORCE.

¹ Infraestructura no prevista en el presente trabajo de investigación



2. JUSTIFICACIÓN

La realidad del calentamiento global es ampliamente aceptada, con escenarios optimistas que predicen un aumento de 4° C en los próximos 50 años. Pero las consecuencias regionales del cambio climático no se conocen del todo bien, especialmente en las zonas oceánicas, dónde todavía hay muchas incertidumbres relacionadas con el clima, la economía y el entorno (plagas, enfermedades, nivel del mar, etc.) (FAO, 2007).

Debido a dicho cambio climático, los bosques deben afrontar el reto de adaptarse a los cambios y a las dinámicas de temperatura media, así como a las temperaturas extremas, al cambio de disponibilidad de agua y precipitaciones, el incremento de los extremos climáticos y la acidificación del suelo, la pérdida de nutrientes y el impacto del incremento de ozono (*Copa-Cogeca. European farmers and European agri-cooperatives, 2009*). Una buena gestión de los bosques debería de ser el principal objetivo para mejorar la capacidad de éstos a adaptarse al cambio climático.

Existe un creciente consenso sobre la urgencia de tomar medidas activas para sustituir el actual modelo de desarrollo a todas luces insostenible, por un nuevo modelo energético renovable y sostenible ambientalmente, combatiendo activamente el cambio climático con estrategias que frenen la deforestación, sustituyan combustibles fósiles, y secuestren carbono atmosférico como estrategia de lucha frente a la creciente amenaza del calentamiento global (Vega-Nieva et al., 2010).

Tal y como se ha explicado en la parte introductoria, la silvicultura puede desempeñar un papel muy positivo de cara a la adaptación y mitigación del cambio climático y aquí, es donde la biomasa acarrea un papel muy importante.

La utilización de biomasa forestal para la producción energética entra dentro de una de las estrategias de la iniciativa “20-20-20” de la Unión Europea para 2020, ya que dicha producción de E utilizando esta fuente renovable es neutra en cuanto al carbono.

Actualmente existen dos métodos de producción de energía a partir de biomasa: la combustión directa y la pirolisis. A pesar de que la combustión directa de biomasa para generar calor o energía se considera una energía limpia, produce subproductos procedentes de los residuos forestales: las escorias y las cenizas, en las que se concentran metales, sales y otros materiales combustibles. Por otro lado, también la industria de pulpa de papel ha generado habitualmente cantidades importantes de cenizas de biomasa arbórea durante la combustión de restos madereros, principalmente de corteza.



por lo que BIOPLAT (Plataforma Tecnológica Española de la Biomasa) define como una de sus 16 líneas de investigación, el desarrollo y la demostración de sistemas de valorización de las cenizas producidas durante la combustión.

Las cenizas, presentan muchos beneficios potenciales documentados como fertilizantes de suelos forestales a parte de otras muchas propiedades.

La posibilidad de **recircular los nutrientes** extraídos con la reposición de cenizas es una interesante estrategia de cara a garantizar la sostenibilidad edáfica de los suelos forestales.

En el caso del paisaje de la cornisa Cantábrica, el bosque está caracterizado básicamente por plantaciones de *pinus radiata* (Pino insigne o de Monterrey). Este tipo de plantaciones se realiza en rotaciones de entre 35 y 40 años con diferentes claras, aclareos y podas y durante su aprovechamiento se produce una importante extracción de nutrientes del sistema (en Kg ha⁻¹, 299 de N, 69 de P, 251 de K, 112 de Ca y 70 de Mag) (Solla-Gullón F. et al. 2004). Este hecho, unido a la práctica de una silvicultura intensiva, provoca la extracción de gran cantidad de elementos y en un empeoramiento del estado nutricional del arbolado, especialmente en elementos como P y Mg, y en menor medida, Ca .

Las cenizas son ricas en elementos esenciales para las plantas, especialmente Ca, K, Mg, Al, Fe, y en menor medida, P (Steenari & Lindqvist, 1997; Karlton et al., 2008), por lo que su devolución al suelo contribuye a completar el ciclo natural de los nutrientes.

Además pueden actuar como **encalante** de suelos ácidos debido a su carácter alcalino (Omil et al., 2007),-pH cercano a 12- y así favorecer la movilización de nutrientes minerales en el suelo con el consiguiente crecimiento de la biomasa arbórea fijando carbono. Además pueden influir en la actividad y la composición de los microorganismos del suelo, así como los de la fauna del suelo y alterar los mecanismos naturales de estabilización de carbono e inducir un efecto de “priming²” positivo en la materia orgánica natural del suelo³.

En un futuro, y como consecuencia del Cambio Climático, se espera que las precipitaciones sean menores e irregulares y este hecho podría ser un obstáculo importante para la productividad del

² Cuando en un momento dado se incorporan residuos de plantas al suelo, éstos pueden tanto estimular, o retardar la descomposición del humus nativo en el mismo. Este cambio en la tasa de descomposición es descrito como "priming" y es usualmente positivo.

³ Éstas, y otras propiedades de las cenizas, serán explicadas de forma más extensa en el apartado 5.2.2



En un futuro, y como consecuencia del Cambio Climático, se espera que las precipitaciones sean menores e irregulares y este hecho podría ser un obstáculo importante para la productividad del sector agroforestal. Además se prevé que gran cantidad de esta lluvia podría no estar disponible debido a un aumento de la escorrentía derivada de su torrencialidad, sobretodo en suelos con tendencia a compactarse (p.ej. suelos con altos contenidos de arcilla). La adición de ceniza a los suelos podría afectar las propiedades físicas del suelo tales como la estructura, la distribución de poros y la densidad con implicaciones directas en la aireación del suelo, y por lo tanto, podría incrementar la permeabilidad hídrica así como a su capacidad de retención de agua minimizando así los impactos de la escorrentía superficial (Downie et al., 2009).

A parte de estas consideraciones, la aplicación de cenizas de madera en suelos podría presentarse como una forma prometedora de revalorización de este residuo forestal, y como alternativa a su transporte a vertederos, sobre todo en zonas dónde el paisaje forestal está caracterizado por plantaciones de especies de gran interés por el sector maderero.

El conocimiento sobre el tema de la aplicación de cenizas de madera como fertilizante forestal tiene un recorrido muy amplio dentro de la comunidad científica internacional, aunque se ha centrado principalmente sobre ecosistemas de coníferas templados-fríos y boreales. Además, existe mucha información sobre el efecto de la aplicación de cenizas de madera en el crecimiento de los árboles sobre suelos de turba y suelos minerales podsólicos, pero muy poca sobre los efectos de las cenizas en las propiedades físicas y mineralógicas del suelo (Demeyer, A et al., 2001), y aún menos en la dinámica de agregación y estabilización de la MO en suelos forestales de clima templado.

En el presente trabajo de investigación se ha pretendido llevar a cabo la creación **de parcelas permanentes** situadas en un bosque templado bajo clima oceánico del País Vasco, para llevar a cabo una monitorización y un posterior análisis⁴ del efecto de la aplicación de cenizas en las propiedades físicas del suelo (Capítulo II). Sin embargo, el principal objetivo de este proyecto se ha basado en realizar un **ensayo de laboratorio** manteniendo condiciones de humedad y temperatura de las muestras de suelo recogidas de las parcelas permanentes anteriormente descritas, con la finalidad de analizar la tendencia de respuesta del suelo bajo la aplicación de dichas cenizas.

⁴ La monitorización y el análisis de los efectos de las parcelas a largo plazo no se lleva a cabo en el presente trabajo de investigación (se ha elaborado un convenio de compromiso de mantenimiento de la infraestructura para un periodo de 20 años, pudiendo ser prorrogado por acuerdo de las partes).



Se determina más concretamente, el efecto de las cenizas en el modelo jerárquico de agregación del suelo, y en la dinámica de estabilización de la materia orgánica en los diferentes agregados.

Así pues se pretende por una parte, y como objetivo principal, ampliar el conocimiento científico sobre los efectos de la puesta a cabo de un tipo de silvicultura adaptativa, como es la aplicación de cenizas en el suelo, de un bosque templado de coníferas, sobre la dinámica de agregación y MO, y por otra parte, contribuir en el mero proceso de construcción de una infraestructura basada en parcelas de monitorización, que servirá para llevar a cabo un posterior estudio sobre el análisis del ciclo de vida de diferentes métodos de producción de energía basados en biomasa.



3. ANTECEDENTES

3.1. Los bosques y el cambio climático.

Según las Naciones Unidas las principales causas del cambio climático son, junto con la contaminación atmosférica: los cambios de uso de suelo, la desertificación y la deforestación (FAO, 2009).

Durante la segunda mitad del siglo pasado, el cambio climático afectó a muchos aspectos de los ecosistemas forestales, entre los que cabe destacar el crecimiento de los árboles y la muerte forestal periférica, la distribución de las especies nativas, la proliferación de especies invasivas, las pautas estacionales en los procesos de los ecosistemas, y la dinámica de población de las especies forestales.

Los bosques desempeñan 4 funciones principales en el cambio climático (FAO, 2006) :

- Contribuyen a casi 1/6 de las emisiones de C mundial cuando han sido desbrozados, explotados en exceso o degradados.
- Reaccionan sensiblemente a los cambios del clima
- Sosteniblemente ordenados, producen un conjunto de biomasa energética como alternativa a los combustibles fósiles.
- Poseen el potencial de absorber 1/10 de las emisiones mundiales de carbono previstas para primera mitad de este siglo en su biomasa, suelo y productos.

Las negociaciones a favor de que se alcance un nuevo acuerdo sobre el cambio climático, en el marco de la CMNUCC, ponen a los bosques en el centro de la agenda del cambio climático. Si bien la pérdida de superficie boscosa, ante todo la despoblación forestal y la degradación de los bosques, representa aproximadamente el 17% del total de las emisiones de gases de efecto invernadero, los bosques gestionados de manera sostenible desempeñan un papel importante en la lucha contra el cambio climático (*Copa-Cogeca. European farmers and European agri-cooperatives, 2009*).

3.1.1 Tipificación de impactos y vulnerabilidad de los sistemas forestales frente al cambio climático.

Del análisis bibliográfico relacionado con el cambio climático se desprende que los efectos o impactos generales que los expertos predicen, en relación con los bosques son los siguientes (Hierro et al., 2011):



1. Reducción de la *disponibilidad hídrica* como consecuencia del incremento de la evaporación por aumento de la temperatura.
2. Aumento de la virulencia de los *incendios forestales* a causa de la reducción de la humedad relativa del aire por incremento térmico, y del aumento de la velocidad del viento.
3. Aumento de la intensidad de los aguaceros, con efectos sobre la *torrencialidad* y los procesos erosivos.
4. Mayor frecuencia de vendavales en los que la *velocidad del viento* sea capaz de causar daños mecánicos al arbolado.
5. Expansión del área de actuación de *plagas y enfermedades* limitadas por frío o de sus períodos de actividad.
6. Modificación de la fenología y de la fisiología de las especies arbóreas, con efectos de diferente signo sobre su *productividad*.

Las consecuencias de los impactos del cambio climático se traducen en un refuerzo de la vulnerabilidad de los montes y bosques producida por los procesos de abandono y ausencia de tratamientos. Cuando una masa arbórea sufre una perturbación como las expuestas, quedan afectadas dos cuestiones: su estructura y sus funciones. La simplificación de la estructura (mezcla de edades, estratificación, complejidad, madurez) y de la composición específica, no siempre supone una pérdida completa de funcionalidad (Seppälä, 2009). El mayor perjuicio para la sociedad, en relación con la vulnerabilidad de las masas forestales, es la pérdida de sus funciones. Es especialmente negativa la pérdida de los servicios ambientales: regulación del ciclo hidrológico (con la pérdida de la calidad del agua y del suelo provocadas por la escorrentía); mejora en la composición de la atmósfera a través de la fijación del CO₂ y mantenimiento de la biodiversidad y del paisaje (Hierro et al., 2011).

Además de tipificar los efectos o impactos generales del cambio climático en los bosques, la FAO los define, y basándose en una aproximación, ha expuesto una serie de hipótesis y escenarios donde es posible simular las consecuencias del cambio climático para las cuatro grandes zonas climáticas del mundo, y en concreto, para los bosques templados (FAO, 2009):

“Según la mayoría de las hipótesis, es probable que las consecuencias del cambio climático sean menos graves en los bosques templados que en los bosques de los demás ámbitos. No obstante, subsisten importantes riesgos a nivel regional. El crecimiento de los árboles aumentará en los bosques templados próximos a los polos pero disminuirá en los bosques que lindan con el subtrópico. Es probable que las tormentas sean más frecuentes en la zona templada y puedan ocasionar importantes perturbaciones en sus bosques” (Seppälä et al., 2009).



3.1.2 La importancia de los bosques de cara a la contribución en la lucha contra el Cambio Climático.

Los bosques presentan una amplia variedad de condiciones ecológicas y socioeconómicas. Éstos representan una de las fuentes más importantes de recursos renovables que proporcionan numerosos beneficios a la sociedad y a la economía, además de ser, con sus enormes diferencias bióticas, el principal depositario de diversidad biológica (FAO, 2006).

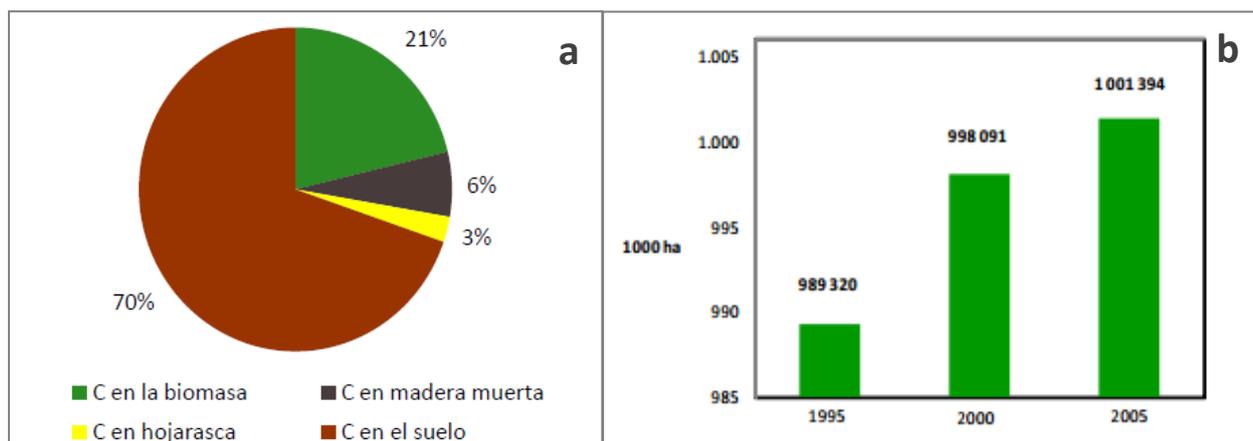


Figura 2. (a) Reservas de carbono en los bosques y otras superficies boscosas en Europa, en 2005. (b) Evolución de la extensión forestal en Europa, 1990-2005. Fuente: Informe *Copa-Copega* sobre el Cambio Climático y la biodiversidad (2009)

En las zonas de montaña, los bosques cumplen con funciones de protección: prevención y lucha contra los riesgos de erosión, inundaciones, desplazamientos de la tierra, caídas de piedras, etc. (Libro Verde de la Comisión Europea, 2010).

Según datos del Informe del MCPFE (Estado de los Bosques de Europa 2007. Informe del MCPFE sobre la gestión sostenible de los bosques en Europa. MCPFE, UNECE y FAO, Varsovia 2007, 247p.) sobre la gestión sostenible de los bosques en Europa, la masa forestal de la UE-27 ha venido creciendo constantemente durante los últimos 50 años (Figura 2.b). El volumen total de madera en pie es de alrededor de 23.000 millones de m³, lo cual equivale a 9,1 giga toneladas de carbón. El crecimiento comercial de los bosques rebasa las talas en un margen considerable, y al ser más importante el crecimiento que la tala, los bosques europeos han venido funcionando como meros sumideros de carbono, contribuyendo así a reducir las emisiones de dióxido de carbono en la atmósfera.



3.1.3. La adaptación de las superficies forestales al cambio climático y su contribución a la mitigación.

Las conclusiones de la Conferencia Internacional sobre adaptación de los bosques y la ordenación forestal al clima cambiante, celebrada en Umea (Suecia) en agosto de 2008 (IUFRO, 2009) reconoce que los estudios sobre gestión adaptativa forestal son relativamente recientes, que es necesario continuarlos y que es conveniente procurar una anticipación a los efectos negativos del cambio, manteniendo observaciones constantes en los bosques. En el Libro Verde sobre protección de los bosques e información forestal en la UE: Preparación de los bosques al cambio climático (Comisión Europea, 2010), se expresa literalmente: “Habida cuenta de que esos impactos van a tener consecuencias socioeconómicas y ambientales, conviene prepararse ya, de manera que los bosques de la UE puedan seguir realizando todas sus funciones en unas condiciones climáticas cambiantes”.

Así pues, una buena gestión de los bosques es la principal manera en que se puede mejorar la capacidad de los bosques de adaptarse al cambio climático, así como contribuir a su mitigación.

La gestión sostenible de los bosques mejora la mitigación del carbono, ya que éstos están desarrollando continuamente nuevas capacidades adicionales de secuestro del carbono. Los árboles prematuros que predominan en los bosques gestionados tienen una muy elevada capacidad de almacenar carbono debido a su exponencial crecimiento y por tanto permiten recolectar más madera. Cuanto más carbono tengan almacenado los productos forestales, más positivo será el efecto de los bosques sobre el cambio climático.

Según el informe emitido por Copa-Cogeca sobre el Cambio Climático y la biodiversidad (2009), con ayuda de los bosques, Europa puede deshacerse eficazmente del carbono de la atmósfera, lo cual requiere una creciente aforestación⁵ y tala, que se alargue el ciclo de vida de los productos madereros, que se sustituyan los combustibles fósiles por la madera, si es posible, que se almacene la madera de manera permanente para excluir el carbono de la circulación natural y que se lleven a cabo prácticas silvícolas, tal y como hemos comentado, de gestión sostenible de los bosques que tengan como objetivo adaptarse a esta nueva situación.

Los horizontes a largo plazo de la producción forestal, con períodos de rotación de entre 15 y 150 años, hacen que las medidas de adaptación, sean cuales sean, deban tomarse lo antes posible. El apoyo a la investigación es de una importancia vital para poder elaborar políticas forestales y poder desarrollar más las prácticas de gestión sostenible de los bosques, apropiadas para adaptarse a la nueva situación.

⁵ Aforestación: Plantación de nuevos bosques en tierras dónde históricamente no los ha habido.



4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo general

El objetivo principal de este proyecto es:

- Evaluar los efectos de la aplicación de cenizas generadas durante la combustión de biomasa arbórea, en el modelo jerárquico de agregación y la dinámica de la MO de un suelo forestal de *pinus radiata* situado en la zona templada del País Vasco. Para ello, se estudia tanto la formación de macroagregados y su turnover como el potencial de almacenamiento de C orgánico de las diferentes fracciones del suelo, bajo condiciones de laboratorio en un mismo suelo al que se le han aplicado diferentes dosis de ceniza. (Capítulo I).

A parte, también se pretende llevar a cabo:

- El mero establecimiento de parcelas en un huerto semillero de *pinus radiata* que se encuentra bajo condiciones propias de clima oceánico, para el estudio y demostración de los efectos de la aplicación de cenizas. El objetivo principal es conocer los posibles efectos toxicológicos que el producto pudiera tener sobre el medioambiente, así como su posible uso y valorización como fertilizante forestal (Capítulo II).

4.2 Objetivos específicos

Para poder alcanzar el objetivo principal, se ha intentado llevar a cabo los siguientes objetivos específicos (todos descritos en el Capítulo I):

- Estudio de la **formación y dinámica de agregación** del suelo.
 - o Evolución de la distribución de los agregados en el suelo tras la aplicación de tres tratamientos distintos de ceniza más un tratamiento control.
- Estudio de la **capacidad de captura de C en las diferentes fracciones de agregados**.
 - o Evolución de la concentración de C orgánico en las diferentes fracciones.
 - o Balance de C orgánico: evolución del stock de C orgánico en el suelo.



Capítulo I

Efectos de la aplicación de cenizas en el modelo jerárquico de agregación de suelos, en un bosque templado del País Vasco.

Ensayo de laboratorio

Abril-Diciembre 2012.



5. INTRODUCCIÓN

5.1. Los bosques de la zona climática templada del País Vasco y su gestión forestal.

En lo que al clima se refiere, en Euskadi se pueden distinguir a grandes rasgos tres zonas: la vertiente atlántica al norte, que presenta un clima templado oceánico, moderado en cuanto a las temperaturas y muy lluvioso (entre 1.200 y más de 2.000 mm de precipitación media anual); la zona media, que ocupa gran parte de Álava y se presenta como una zona de transición entre el clima oceánico y el clima mediterráneo; y por último, el extremo sur, entrando en la depresión del Ebro y la Rioja Alavesa, donde se pasa ya a un clima mediterráneo con veranos claramente secos y calurosos e inviernos bastante fríos y de escasas precipitaciones (EUSKALMET 2005).

El País Vasco por su historia y sus condiciones climáticas y geográficas ha estado fuertemente ligado a sus bosques, siendo éstos un pilar muy importante de su sociedad, cultura, economía y paisaje. En la zona de clima templado, que engloba a casi la totalidad de las provincias de Bizkaia y Guipuzkoa el clima desarrolla una vegetación potencial dominada por bosques de robles y hayas con notas puntuales de encinas o marojos (Aseginolaza et al., 1996). Sin embargo, como consecuencia de la fuerte explotación llevada a cabo durante años (para hacer carbón, para la industria naval y para la construcción), a principios del siglo XX apenas quedaban bosques, y para hacer frente a esta situación y como consecuencia de la crisis agraria, la mayor parte de los países templados incluido el País Vasco, empezaron a hacer repoblaciones forestales con especies alóctonas, con especial incidencia en el *Pinus radiata*. Sin embargo, según ciertos estudios, el paisaje forestal ha evolucionado en los últimos diez años, dándose un cambio en la ocupación del suelo en gran parte del territorio. Se observan, ligeros cambios de tendencia en esta actividad: se constata un descenso en la superficie de plantaciones de coníferas y un incremento en la superficie de plantaciones de eucaliptos (del 25%), que sustituyen a las plantaciones de coníferas y a zonas no forestadas. Se considera preocupante esta tendencia en el aumento del eucalipto como especie seleccionada para la silvicultura, ya que al ser una especie de turno muy corto (incluso bastante más corto que el del *Pinus radiata* que es de entre 30 y 35 años) (APFG, 2003), se da un fuerte desequilibrio entre la extracción de nutrientes que conlleva la tala (madera extraída y pérdidas por erosión) y los aportes de nutrientes al medio que se dan de forma natural, de manera que estos suelos se encuentran cada vez más empobrecidos. Además, se sabe que los suelos de bosque de eucalipto presentan los valores más bajos de almacenamiento de Carbono; en concreto, son valores inferiores al 25% de su potencial total de almacenamiento. Las plantaciones de pino radiata se encuentran entre el 22% y el 28% de su potencial de almacenamiento, mientras que los hayedos y plantaciones de abeto Douglas registran



entre el 30% y el 40% de su potencial total de fijación de carbono. Los bajos porcentajes en potencial de secuestro podrían deberse a las antiguas políticas forestales, que no incluían los conceptos de pervivencia y sostenibilidad, unido al uso abusivo de otros productos del bosque (leñas, carbón, mantillo y arbustos como cama para el ganado, etc.).

Este potencial de fijación de carbono representa un punto clave en la gestión forestal de los bosques situados en la zona templada del País Vasco para hacer frente al cambio climático, ya que, según los escenarios climáticos expuestos en el proyecto “*K-egokitzen* Cambio Climático: Impactos y Adaptación”⁶, se espera una disminución del régimen hídrico tanto en primavera como en verano, un aumento de temperatura para invierno y verano que podría llegar a ser de 1.5 a 2°C y de 4.5 a 5°C respectivamente, un incremento en la pérdida de humedad de las superficies por evaporación directa junto con un incremento en la pérdida de agua por transpiración de la vegetación, así como un mayor riesgo de incendios forestales.

Un estudio realizado por el centro de Investigación Neiker-Tecnalia, llegó a la conclusión de que los suelos de los bosques vascos podrían absorber el doble de Carbono con una modificación de su gestión forestal. Del estudio se concluyó que la gestión forestal en el País Vasco tiene un margen significativo para que aumente la capacidad de absorción de carbono de los bosques. Para lograrlo, los especialistas del centro tecnológico proponen un uso racional y adecuado de maquinaria durante las labores de cosecha, desembosque, y preparación del terreno. Además, reclaman, por otro lado, que se incluya el aspecto de la mejora de las existencias de carbono en los suelos cuando se propongan medidas de gestión encaminadas al aprovechamiento de los residuos resultantes de la quema de biomasa (por ejemplo: cenizas).

5.2 Silvicultura adaptativa: aplicación de cenizas en suelos forestales.

5.2.1 Revisión de ensayos realizados.

La adaptación de los bosques al cambio climático es de una importancia crítica. A nivel local, tal y como hemos comentado, la gestión forestal y la silvicultura pueden influir en el secuestro de carbono desencadenado por los árboles, la reacción de los bosques al cambio climático y los servicios forestales prestados a las poblaciones locales. Por lo tanto, la planificación silvícola actual se debería basar en la gestión sostenible de los bosques para adaptarlos a las nuevas condiciones.

⁶ K-egokitzen ha sido un proyecto coordinado por la Unidad de Medio Ambiente de los centros de investigación Neiker- Tecnalia y Azti-Tecnalia, además de la participación 12 equipos de investigación de la Universidad del País Vasco (UPV-EHU).



La gestión forestal sostenible es entendida como:

“La administración y uso de los bosques y tierras forestales de forma que mantengan su biodiversidad, productividad, capacidad de regeneración, vitalidad y su potencial para atender, ahora y en el futuro, las funciones ecológicas, económicas y sociales relevantes a escala local, nacional y global, y que no causen daño a otros ecosistemas” (2ª Conferencia Pan-Europea de Protección de Bosques, Helsinki, 1993).

Varios ensayos silvícolas de gran escala y a largo plazo han estado y están actualmente en marcha, proporcionando una base sólida de conocimientos científicos y herramientas necesarias, para guiar a los gestores forestales hacia la puesta en práctica de una silvicultura adaptativa al cambio climático (Oliver, W., 2000). Basándose en los conocimientos existentes y en desarrollo, el Grupo de Ecología y Gestión Forestal Sostenible (ECOGESFOR) y la Universidad Politécnica de Madrid recomiendan las siguientes opciones de gestión forestal⁷:

1. **Creación de ensayos y parcelas permanentes** para analizar los efectos de las claras, en sus diferentes modalidades, sobre las masas regulares .
2. **Aplicación de residuos forestales** en zonas donde la carga pastante se reduce como consecuencia del despoblamiento rural y no se compromete la regeneración natural por este motivo.
3. **Modificación de la combustibilidad** mediante pastoreo y quemas prescritas.
4. **Promover el desarrollo de masas forestales mixtas** para disminuir riesgos asociados con plagas y promover mayor diversidad genética para crear poblaciones más adaptables.
5. **Replantaciones forestales consolidadas** para mejorar los procedimientos de preparación del suelo y a dotar a las plantas de vivero de características morfológicas y fisiológicas que reforzaran las posibilidades de arraigo.

Una de las prácticas silvícolas que se está llevando a cabo ya desde hace unos años, es **la aplicación de cenizas provenientes de la combustión de madera**, en suelos forestales.

Las cenizas se obtienen por la combustión de madera o corteza de madera en diferentes industrias de fabricación de tableros y pasta de papel para la obtención de energía. Las elevadas cantidades de este residuo y el coste que representa su almacenaje ha suscitado un interés en la búsqueda de alternativas (Solla-Gullón, F., et al. 2001).

⁷ Fuente: "Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en el sector forestal". Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2011



La fertilización con cenizas de biomasa es una práctica que se viene desarrollando desde hace más de 70 años en Suecia y Finlandia (Karlton et al., 2008) y más recientemente en países como Estonia o Suiza (Zimmermann and Frey, 2002). En 1998, la Agencia Forestal Sueca empezó a recomendar el reciclaje de ceniza de madera para ser aplicada sobre suelos forestales en los que los residuos de la tala habían sido o iban a ser recogidos. Sin embargo, un estudio realizado cuatro años después, mostró que la ceniza de madera reciclada aún no era del todo adecuada para ser aplicada, pero el principal factor que impidió que esta práctica fuera ampliamente implementada pareció ser una falta de conocimiento sobre el tema (Kuokkanen, M , 2009). A partir de entonces, se han llevado a cabo muchos estudios con el fin de crear mejores condiciones en el proceso de reciclaje de cenizas y estudiar los efectos de la aplicación de dichas cenizas en las propiedades de los suelos.

Estos estudios han abordado temas como por ejemplo el desarrollo de sistemas de almacenamiento de ceniza, la producción de productos de ceniza procesados, ensayos con cenizas, transporte, contactos con los propietarios y autoridades forestales, difusión y documentación. Así, según diferentes estudios, la aplicación de cenizas muestra un buen potencial para incrementar el crecimiento de las masas forestales en países nórdicos. Augusto et al., (2008) encontraron incrementos significativos (+59%) de las masas forestales en suelos orgánicos, asociados no solo al aporte de nutrientes, sino a las propiedades enalantes de las cenizas. Mandre et al. (2006), observaron ligeros incrementos en altura y diámetro de *Pinus sylvestris* después de dos años tras la aplicación de 2.5 t/ha de ceniza de madera.

A nivel nacional, se han hecho muchos estudios en Galicia, donde la mayoría de los suelos se caracterizan por tener un fuerte carácter ácido. La reincorporación de cenizas en terrenos agrícolas y forestales ha mostrado resultados satisfactorios, encontrándose aumentos temporales de pH (Solla-Gullón et al., 2004; Merino et al, 2006) y de la concentración de Ca, Mg, P y K disponible en el suelo con dosis de 5 y 10 t/ha de cenizas aplicadas en cobertera (Solla-Gullón et al., 2004), mientras que su incorporación en el suelo permitió prolongar los efectos beneficiosos hasta 5 años, sin haber observado incrementos en los niveles de metales pesados en el suelo (Solla-Gullón et al., 2008). Otros estudios han encontrado mejoras en el estado nutricional de las plantaciones de varias masas forestales, al incrementar significativamente la concentración de Ca y K foliar; en algunos casos se encontraron también aumentos de P, si bien el Ca fue el único que mostró incrementos a largo plazo (6-16 años tras el tratamiento) (Augusto et al., 2008).



5.2.2 Propiedades de las cenizas

Las cenizas procedentes de la biomasa forestal provienen de los minerales presentes en la estructura de los árboles y arbustos. Así pues, las propiedades de las cenizas dependen de una variedad de factores, incluyendo el tipo de árbol o arbusto, la parte del árbol o arbusto (corteza, madera, hojas), el tipo de residuo (madera, pasta de papel, o residuos de papel), la combinación con otras fuentes de combustible, el tipo de suelo y clima y las condiciones de combustión (Demeyer, A et al., 2001).

Las cenizas de madera presentan contenidos importantes de diferentes nutrientes como K, P, Mg y Ca, los cuales se encuentran en formas relativamente solubles (Someshwar, 1996; Vance, 1996). Algunos de estos elementos se encuentran como óxidos, hidróxidos y carbonatos, por lo que el material presenta un fuerte carácter alcalino (Etiégni y Campbell, 1991). De este modo, el potencial neutralizante expresado en términos de equivalentes de CaCO_3 , varía entre el 25 y el 100 %, por lo que es posible su uso para corregir la acidez de suelos ácidos (Ohno y Erich, 1990). Asimismo, las cenizas se emplean en suelos forestales de carácter ácido puesto que cantidades moderadas de estas cenizas devuelven al sistema buena parte de los nutrientes extraídos durante el aprovechamiento forestal.

Propiedades físicas y mineralógicas. Los efectos de la aplicación de cenizas de madera en las propiedades físicas y mineralógicas apenas se conocen (Demeyer, A et al., 2001), aunque se sabe que la adición de ceniza de madera al suelo puede afectar en gran medida a la textura, aireación, capacidad de retención de agua y la salinidad del suelo. El efecto de la adición de cenizas de carbón en las propiedades físicas de los suelos de California fue estudiado por Chang et al. (1997), los cuales encontraron una creciente conductividad hidráulica del suelo con enmiendas de bajo contenido en cenizas y una capacidad de retención de agua cada vez mayor, pero sin un incremento posterior de la disponibilidad de agua en las plantas. Etiégni y Campbell (1991) demostraron que las partículas de ceniza de madera se hinchan en contacto con el agua y pueden obstruir los poros del suelo. Por consiguiente, esto puede reducir la aireación y aumentar la capacidad de retención de agua.

Dado que los minerales dominantes identificados en las cenizas de madera son muy solubles y no persisten en el suelo, la aplicación de cenizas tiene un bajo efecto sobre la mineralogía de los suelos (Ulery et al., 1993).

Propiedades relacionadas con la comunidad microbiana del suelo. En general, la aplicación de cenizas de madera estimula las actividades microbianas y la mineralización en el suelo a causa de la mejora de las características químicas y físicas del suelo (Demeyer, A et al., 2001). Algunas técnicas de estudio han incluido mediciones de la descomposición de la celulosa; recuento de colonias en placas Agar; estudio de la disponibilidad de N y de la mineralización en una variedad de sustratos; medición de las



tasas de respiración del suelo y ATP para las estimaciones de biomasa y tasa de incorporación de timidina⁸. Los primeros estudios que se realizaron en Finlandia se basaron en la aplicación de cenizas de madera en campos de cultivo y turberas. En uno de esos estudios, se esparcieron 10 t/ha de enmienda de suelo junto con cenizas de madera. Las muestras de suelo posteriormente recogidas, indicaron una subida del pH de 4,6 a 5,5 atribuible a las cenizas de madera y el consiguiente aumento de la microbiota del suelo, que elevó la tasa de mineralización. Del mismo modo, la descomposición de la celulosa aumentó en un 53-86% con respecto a las parcelas control.

En un estudio similar de Suecia realizado sobre suelos de bosques de coníferas, se obtuvieron resultados similares de aumento de pH, y el número de bacterias calculado demostró un incremento 5,1 veces mayor respecto a las parcelas control (Bååth y Arnebrant, 1994).

Propiedades químicas. A pesar de que la ceniza de madera influye en las propiedades físicas del suelo, su aplicación como enmienda se utiliza principalmente para modificar las propiedades químicas del suelo. Como tiene una alta alcalinidad, la mayoría de las investigaciones se centran en el uso de la ceniza de madera con el fin de elevar el pH de suelos ácidos. Desde hace tiempo, las cenizas se han utilizado como enmienda para contrarrestar la acidificación de los suelos forestales de Norte de Europa y América del Norte, causada por la tala de árboles y la lluvia ácida. Así pues, son unas excelentes enmiendas para reducir la toxicidad de Mn y Al en suelos ácidos tropicales y suelos forestales. De hecho, diversos estudios han demostrado que la aplicación de cenizas aumenta el pH del suelo y disminuye el contenido de Al intercambiable de los suelos ácidos (Lerner y Utzinger, 1986; Ohno y Erich, 1990).

Teniendo en cuenta su composición química, la ceniza de madera constituye una excelente fuente de elementos nutritivos, y tiene por lo tanto, un interés en la corrección de ciertas deficiencias de nutrientes en los suelos (Demeyer, A et al., 2001). Según Vance (1996), la capacidad de neutralización de los hidróxidos y carbonatos de Ca, Mg y de K en las cenizas de madera es probablemente la característica más importante, en relación con su función como enmienda del suelo. Norström, S. et al. (2012), observaron que la aplicación de cenizas de madera produjo un aumento en la capacidad de intercambio catiónico del suelo (CIC) y en la saturación de bases (BS) en todos los suelos forestales estudiados.

En relación con los macroelementos, la ceniza de madera es una fuente directa de otros elementos importantes, tal y como el P, Ca, Mg y K (Unger and Fernandez, 1990; Ohno and Erich, 1990).

⁸ La timidina es un nucleósido formado cuando la base nitrogenada timina se enlaza a un anillo de desoxirribosa mediante un enlace glucosídico β -N₁. Está presente en todos los organismos vivos.



Efectos en las plantas. El impacto que tienen las cenizas en las plantas también es remarcable. Algunos experimentos de campo han confirmado los beneficios que aportan las cenizas al crecimiento y rendimiento de las plantas a causa de los altos contenidos en nutrientes que contienen.

Los efectos de la adición de cenizas en suelos orgánicos forestales están bien documentados. En turberas drenadas, la aplicación de cenizas normalmente induce a un alto y persistente crecimiento forestal (Silfverberg y Huikari 1985). En suelos minerales sin embargo, el propósito principal de la adición de cenizas de madera es contrarrestar a largo plazo el agotamiento de los nutrientes en el suelo, en lugar de obtener un aumento del crecimiento de los bosques a corto plazo (Jacobsson, 2003).

Prescott y Brown (1998) descubrieron que la aplicación de cenizas de madera (5 Mg ha^{-1}) en una plantación de cedro rojo occidental (*Thuja plicata* Donn ex D. Don) de 9 años de edad y limitada en el contenido de N, resultó en una significativa reducción de la altura de estos cedros después de 5 años de adición. Así pues, de acuerdo con la experiencia adquirida a partir de experimentos sobre el encalado de suelos forestales, se sabe que la adición de un compuesto alcalino puede influir en el suministro de N inorgánico que está disponible para el crecimiento de los árboles (Persson et al. 1991 citado en Jacobsson, 2002).

Por otra parte, McDonald et al. (1994) estudiaron la eficacia fertilizante de diferentes residuos orgánicos en el crecimiento del mismo árbol utilizado en el estudio Prescott y Brown (1988), (el cedro rojo occidental) y observaron que la ceniza de madera por sí sola no afectaba al crecimiento de los árboles. Sin embargo, observaron que la combinación de las cenizas con un residuo rico en N sí que tenía un importante efecto positivo sobre el crecimiento de los árboles.

5.2.3 Consideraciones medioambientales de las cenizas.

Todos los autores reconocen que la ceniza de madera contiene generalmente elementos nocivos (Demeyer, A et al., 2001). No obstante, Campbell (1990) sugiere que el fuerte aumento de pH del suelo y la disponibilidad de K provocada por la adición de cenizas de madera, es a menudo el factor más limitante de las aplicaciones, y no la contaminación por elementos tóxicos. Las dosis de cenizas que se utilizan, representan un riesgo insignificante para el medio ambiente.

Sin embargo, varios autores subrayan que la ceniza de madera utilizada como enmienda de suelo debe de ser originada únicamente a partir de la combustión de residuos forestales o de madera no tratada (Bramryd y Fransman, 1995; Meiwes, 1995). La utilización de cenizas procedentes de residuos de madera, tales como la madera de demolición, pintada o impregnada, debe evitarse ya que éstas



pueden estar altamente contaminadas con metales pesados. Asimismo, las cenizas procedentes de la co-combustión de corteza o madera pueden contener altos niveles de Zn (1%) y por lo tanto deberían evitarse como enmienda de suelo (Someshwar, 1996).

Los compuestos orgánicos de interés medioambiental tales como los PAHs, PCBs, clorobenzenos y clorofenoles aparecen en cantidades insignificantes en cenizas de madera quemadas en caldera y los riesgos medioambientales son mínimos (Someshwar, 1996; Vance, 1996). Sin embargo, los niveles de dioxinas pueden ser elevados, especialmente en cenizas de calderas que trabajan a menor temperatura cuando hay niveles altos de cloruro en la mezcla del combustible (Someshwar, 1996). También existen una cierta probabilidad de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas de suelos a los que se les ha aplicado enmiendas de cenizas de madera (Kahl et al, 1996; Williams et al., 1996). Büttner et al. (1998) observaron un gran pico de concentración de Al en la solución de un suelo forestal alemán enmendado con altas dosis de ceniza de madera (18 t ha^{-1}) y llegaron a la conclusión de que podía haber un riesgo hidrológico a corto plazo. Sin embargo, todos los autores reconocen que en tasas razonables, las cenizas de madera no suponen un riesgo para el medio ambiente.

Kahl et al. (1996) estudiaron la solución química de un *spodosol* ácido forestal enmendado con ceniza de madera y mostró una alta concentración inicial de Ca, Mg, Cl, NO_3 y SO_4 . Después de 20 meses, el pH, la capacidad de neutralización del ácido (ANC), el K, Na y SO_4 todavía estaban significativamente presentes en comparación con las muestras control.

Tal y como hemos comentado anteriormente, las cenizas se emplean en suelos forestales de carácter ácido puesto que cantidades moderadas de estas cenizas devuelven al sistema buena parte de los nutrientes extraídos durante el aprovechamiento forestal. En algunos casos, esta práctica se ha empleado para aliviar las deficiencias de P, Ca y Mg que presentan frecuentemente las plantaciones forestales desarrolladas sobre suelos ácidos. En este sentido, diferentes trabajos han mostrado respuestas positivas sobre el crecimiento y el estado nutricional de los árboles, lo que se atribuye a aumentos en la disponibilidad de nutrientes limitantes en el suelo (Ferm et al., 1992; Vance, 1996). No obstante, hay que considerar que los suelos forestales son ricos en materia orgánica y N orgánico, por lo que los aumentos de pH en estos suelos podrían conducir a un aumento de la mineralización de N, con el consiguiente riesgo de pérdida de N en forma de NO_3 , N_2O o N_2 a través de procesos de nitrificación y desnitrificación (Kahl et al., 1996). Esta posibilidad se incrementa en los suelos forestales, ricos en N orgánico (Solla-Gullón, F., et al. 2001).



5.3 El ciclo global del carbono

El ciclo global del carbono en el planeta es un componente clave del efecto invernadero e involucra la emisión natural, la absorción y el almacenamiento de enormes cantidades de carbono. Se estima que cada año el intercambio de carbono entre la tierra, los océanos y la atmósfera asciende a unos 200.000 millones de toneladas (IPCC, 2007). El carbono se puede almacenar de diversas maneras, entre ellas, como carbón mineral y petróleo, en los océanos y en la materia orgánica de las plantas.

Los mecanismos principales del intercambio de carbono son la fotosíntesis, la respiración y la oxidación (Ciesla, 1996).

Al realizar la fotosíntesis y cuando crecen los árboles y otras plantas convierten el dióxido de carbono en carbono. El carbono se almacena como biomasa en el árbol, y el oxígeno se libera de nuevo a la atmósfera. Parte de este carbono se transfiere a la tierra ya sea a través de las raíces, cuando caen las hojas, o cuando los árboles mueren y se descomponen. A este proceso se le llama “captura o fijación del carbono”. Actualmente la vegetación y el suelo del mundo capturan y almacenan 1.4 billones de toneladas de carbono. (IPCC, 2007),

La figura 3, ilustra el ciclo global del carbono. Los recuadros muestran las existencias de carbono acumulados en distintas partes de la tierra y de la atmósfera, y las flechas indican los flujos anuales de carbono entre los principales componentes. Los mayores flujos de carbono ocurren de manera natural entre océanos, bosques y atmosfera.

Según este gráfico, las emisiones producidas en la combustión de energías fósiles y la producción de cemento alteran significativamente el balance natural y aumentan el nivel de CO₂ de la atmósfera, modificando la estabilidad climática.

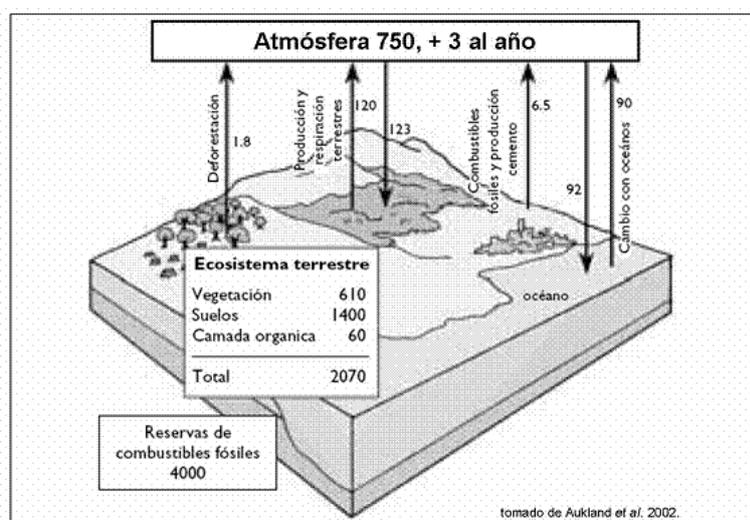


Figura 3. Ciclo global del carbono. Fuente: Aukland et al. 2002



Las actividades antropogénicas han causado un gran impacto sobre los suelos y los bosques, dado que aproximadamente el 25% del total de las emisiones de CO₂ son causadas por la deforestación, principalmente en países tropicales. (Metodología para la implementación de mecanismos de desarrollo flexible y MDL, 2006).

5.4 Los suelos como sumideros de carbono

El suelo es un recurso natural no renovable debido a que su proceso de formación tarda cientos de años. Es un sistema dinámico que ejerce funciones de soporte biológico en los ecosistemas terrestres; interviene en los ciclos de carbono, azufre, nitrógeno y fósforo como parte fundamental en el equilibrio de los ecosistemas, funciona como filtro y amortiguador protegiendo las aguas subterráneas y superficiales contra la penetración de agentes nocivos, transforma compuestos orgánicos descomponiéndolos o modificando su estructura consiguiendo la mineralización y proporciona materias primas renovables y no renovables de utilidad para el ser humano.

Además, de todas estas funciones, los suelos forestales almacenan una gran cantidad de carbono debido a la gran cantidad de materia orgánica, como hojas y madera en descomposición, que cae y se descompone en el suelo del bosque. Más de dos tercios del carbono en los ecosistemas forestales se encuentra en los suelos y asociado a depósitos de turba (Dixon et al., 1994). Así pues, los suelos representan una reserva de C cuantitativamente relevante a escala global. Su importancia en el marco del cambio climático ha sido puesta de manifiesto en diversas convenciones internacionales (Convención del Cambio Climático 1992 y Convención de las Naciones Unidas en Kyoto 1997) a partir de las cuales se han desarrollado protocolos de protección de los sumideros de CO₂, incluido el suelo, y de promoción de prácticas de gestión adecuadas.

El C orgánico del suelo se encuentra en forma de residuos orgánicos poco alterados de vegetales, animales y microorganismos, en forma de humus y en formas muy condensadas de composición próxima al C elemental (Jackson, 1964 citado en Martínez, E. et al. 2008). En condiciones naturales, el C orgánico del suelo resulta del balance entre la incorporación al suelo del material orgánico fresco y la salida de C del suelo en forma de CO₂ a la atmósfera, erosión y lixiviación. Cuando los suelos tienen condiciones aeróbicas, una parte importante del carbono que ingresa al suelo (55 Pg C año⁻¹ a nivel global) es lábil y se mineraliza rápidamente y una pequeña fracción se acumula como humus estable (0,4 Pg C año⁻¹) (FAO, 2001).



Por lo tanto, mantener o incrementar la capacidad del suelo para proveer de sus funciones, es decir, mantener o incrementar la Calidad del Suelo, debería de ser uno de los objetivos primordiales en el uso sostenible del suelo.

5.4.1 El balance del carbono en el suelo.

La cantidad total de carbón orgánico almacenado en el suelo, es el resultado de un balance neto de todos los flujos de carbón que entran y salen del suelo con el tiempo. La mayor parte de materia orgánica que entra en el suelo, procede de las plantas. La descomposición sobre la superficie del suelo deriva principalmente de tejidos leñosos, hojas, flores, frutos, musgo, líquenes y hongos. Otras fuentes considerables de MO provienen de heces de animales, animales muertos o la deposición de materia orgánica seca o húmeda en la superficie.

En suelos agrícolas, la aplicación de fertilizantes que incluyen MO tal y como el estiércol o el compost, puede hacer aumentar significativamente el depósito de MO. Además, hay cierta evidencia que una pequeña cantidad de CO₂ puede directamente ser fijada por microbios en el suelo, contribuyen al aumento de MOS. (Miltner et al., 2005 citado en Rodeghiero, M. 2009).

En ecosistemas naturales, las pérdidas de carbón del suelo derivan principalmente de la descomposición y mineralización de los procesos de la MOS, que conducen a la liberación de CO₂ y otros gases traza (CH₄ y CO). La lixiviación también puede ser causa de las pérdidas de carbón de cualquier suelo a través del carbón orgánico disuelto (DOC) y el carbón inorgánico disuelto (DIC). Esta pérdidas, aunque sean grandes durante periodos de lluvias máximas, son por lo general pequeñas y representan 20 g C · m⁻² · a⁻¹ para el DOC y el DIC en EU (Siemens, 2003 citado en Rodeghiero, M. 2009). El mayor componente del flujo anual de las pérdidas de C, es generalmente la respiración heterotrófica del suelo, estimada en un rango de 280-970 g · C · m⁻² en ecosistemas forestales templados.

En sistemas perturbados, tal y como suelos arados, la reducción del COS también ocurre debido a un menor input de plantas descompuestas a través de la cosecha, a una descomposición más rápida de la MOS (ya que hay una mayor accesibilidad en los agregados del suelo a causa del arado), y un mayor desplazamiento de la superficie rica en carbón a causa de la erosión del viento y el agua (Janzen, 2006 citado en Rodeghiero, M. 2009). Así pues, la erosión puede conducir a pérdidas considerables de C en el suelo.



5.4.2 Los stocks de COS y el cambio climático.

Tal y como se ha comentado anteriormente, se espera que las temperaturas globales aumenten significativamente durante los próximos siglos (IPCC, 2007). Existen dos hipótesis que pueden predecir las dinámicas potenciales del stock de carbono orgánico en los suelos tras los cambios que se esperan en el medioambiente.

Según la primera hipótesis, la descomposición de la MOS es más sensible al cambio de temperatura que la productividad primaria neta (NPP), como consecuencia de esto, el aumento de las temperaturas resultaría en una transferencia neta del carbón del suelo a la atmósfera a causa de la estimulación de la descomposición de la SOM (Kirschbaum, 2000. citado en Rodegheiro, M. 2009). Esto conduciría a un mecanismo positivo de feedback donde la liberación del COS incrementaría la concentración de CO₂ atmosférico y esto conduciría a un aumento aún mayor de la temperatura de la superficie que como consecuencia, aumentaría las pérdidas de carbono a causa de una descomposición acelerada (Cox et al., 2000 citado en Rodegheiro, M. 2009). No obstante, hay un potencial inhibidor de este feedback positivo: el incremento de las tasas de descomposición estimularía significativamente la disponibilidad de nitrógeno en el suelo, conduciendo a un aumento de la NPP, la cual incrementaría potencialmente los inputs de carbono en el suelo a través de la descomposición de la hojarasca y la rizodeposición que de alguna manera compensaría el incremento de las pérdidas de carbono. En esta primera hipótesis, las dinámicas del carbono dependen de los cambios en el balance del COS, pero actualmente no se sabe en qué dirección se moverá este balance, aunque los datos indican una pérdida neta (Bellamy et al., 2005 citado en Rodegheiro, M. 2009). La segunda hipótesis, considera que el efecto adicional de la fertilización nitrogenada inducida por el hombre a causa del uso de fertilizantes agrícolas y la quema de combustibles fósiles, de la antigua forma de producir NH₃ y de la descomposición del NO_x, conduce a una deposición de N húmedo y seco en la vegetación y en el suelo. Como consecuencia, el stock de COS debería de ganar más carbón de lo que pierde debido a un aumento de las temperaturas en un ambiente rico en N. Primero, la disponibilidad del N que se ha incrementado, incrementaría del mismo modo la NPP y como consecuencia la descomposición y por lo tanto, el input de carbono (tal y como en la primera hipótesis). Después, aunque un contenido alto de N debería estimular la descomposición, parece que lo que hace es suprimir el decaimiento del humus con el tiempo, conduciendo a una estabilización de la MOS en las fracciones asociadas a minerales.

Así pues, una visión climática de los stocks de COS, ilustra la importante relación que hay entre los factores ambientales claves tal y como la temperatura del aire y la densidad de carbono en el suelo.



5.5 La materia orgánica: el mayor compartimento de COS en los bosques.

La materia orgánica (MO) es un indicador de la calidad del suelo, ya que incide directamente sobre propiedades edáficas, como estructura y disponibilidad de carbono y nitrógeno (Gregorich et al., 1984). Se conoce como materia orgánica del suelo a un conjunto de residuos orgánicos de origen animal y/o vegetal, que están en diferentes etapas de descomposición, y que se acumulan tanto en la superficie como dentro del perfil del suelo (Rosell, 1999). El carbono orgánico del suelo (COS) es el principal elemento que forma parte de la MOS, por esto es común que ambos términos se confundan o se hable indistintamente de uno u otro.

Numerosos estudios coinciden en que la MO, es el principal indicador e indudablemente el que posee una influencia más significativa sobre la calidad del suelo y su productividad (Quiroga y Funaro, 2004). Por lo tanto, el mantenimiento de la materia orgánica del suelo (MOS) es deseable en los agroecosistemas debido a sus efectos beneficiosos sobre la dinámica de los nutrientes y la estructura del suelo. La MOS mejora la estabilidad estructural del suelo, reduce la formación de costras y la compactación superficial, y aumenta la infiltración, percolación, y la capacidad de retención del agua del suelo (Tisdale et al, 1993;. Stevenson, 1994). Además, la gran área de superficie y la naturaleza química de MOS, regula los cambios de pH y aumenta la capacidad de intercambio catiónico (Stevenson, 1994; Sparks, 1995 citado en Bossuyt, 2003).

Ésta incluye además de residuos orgánicos de origen animal y/o vegetal, una fracción viva, o biota, que participa en la descomposición y transformación de los residuos orgánicos (Aguilera, 2000).

La MOS se puede dividir en dos compartimientos (“pools”): el primero correspondería a lo que se denomina MO lábil, que se encuentra formada por restos de animales, plantas y microorganismos, transformados de manera incompleta, que son la primera fuente de humus y que no forman parte integral del suelo; y un segundo grupo, que se denomina MO estable, y que está formado por sustancias húmicas y productos de descomposición que forman parte integral del suelo (Borie et al., 1995) La fracción lábil es la MO que no se presenta firmemente asociada a los minerales del suelo (Christensen, 1996), considerada como los residuos de plantas y animales a ser descompuestos con mayor rapidez (Meijboom et al., 1995). Posee una densidad específica relativamente baja, $<2 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ y contribuye hasta el 30 % del total de la MO. Así pues, es un importante “pool” de disponibilidad de C durante su descomposición (Stevenson y Cole, 1999). La cantidad de fracción lábil es afectada por el uso del suelo, por el tipo de vegetación y por otros factores que afectan a la producción primaria y descomposición (clima, tipo de suelo, actividad microbiana). Se piensa que la acumulación en la fracción lábil es favorable en climas fríos y secos, en suelos cuyo pH es bajo, y donde exista una vegetación continua con alto reciclaje de material vegetal (bosques y pradera) (Cambardella y Elliot,



1992; Christensen, 1992,). La fracción recalcitrante corresponde a la MO incorporada en complejos organominerales, asociada a las partículas primarias de arcilla, limo y arena. Es aquella que se encuentra más transformada, por lo que su tasa de descomposición es más lenta. Posee una mayor densidad específica que la fracción anterior, ya que se encuentra muy asociada a los minerales del suelo (Christensen, 1992).

La descomposición de la MO está principalmente controlada por la comunidad microbiana dado que menos del 5% de ésta se oxida por una vía estrictamente química (Lavelle et al., 1993 citado en Gartzia Bengoexea, 2009). Los procesos microbianos de descomposición de la MO son controlados por la disponibilidad del sustrato, y por las condiciones ambientales como son la temperatura y la humedad (Prescott, 2002 citado en Gartzia Bengoexea, 2009).

Bajo condiciones ambientales similares, la descomposición de la MO depende de (i) la disponibilidad del sustrato, que depende a su vez de la entrada de hojarasca o cantidad de MO, pero también de la accesibilidad física al mismo, (ii) la estructura química de los compuestos orgánicos o calidad de MO, y (iii) los enlaces entre la MO y el suelo mineral (Jandl et al., 2007). Por lo tanto, la descomposición de la MO dependerá principalmente del grado de estabilización de la MO.

5.5.1 Estabilización de la materia orgánica.

Por estabilización de la MOS se entiende como la disminución en la pérdida potencial de materia orgánica por respiración microbiana, erosión o lixiviación según Sollins et al., 1996.

Hay tres mecanismos principales de estabilización de la MOS (Figura 4): (1) la estabilización química, (2) la protección física y (3) estabilización bioquímica (Christensen, 1996; Stevenson, 1994). La estabilización química (1) de la MOS se entiende que es el resultado de la unión química o fisicoquímica entre la MOS y los minerales del suelo (es decir, las partículas de arcilla y limo). La protección física por los agregados (2) se da por la influencia positiva de la agregación en la acumulación de la MOS (Edwards y Bremner, 1967; Tisdall y Oades, 1982; Six et al, 2000a). Los agregados protegen físicamente la MOS mediante la formación de barreras físicas entre los microbios y las enzimas y sus sustratos y, controlan las interacciones de la red alimentaria y por consiguiente, la tasa de renovación o *turnover* microbiano (Elliott y Coleman, 1988). La estabilización bioquímica (3) es entendida como la estabilización de la MOS debido a su propia composición química (por ejemplo, compuestos recalcitrantes como la lignina y polifenoles) y a través de procesos químicos de complejación (por ejemplo, reacciones de condensación) en el suelo (von Lutvow et al., 2006).



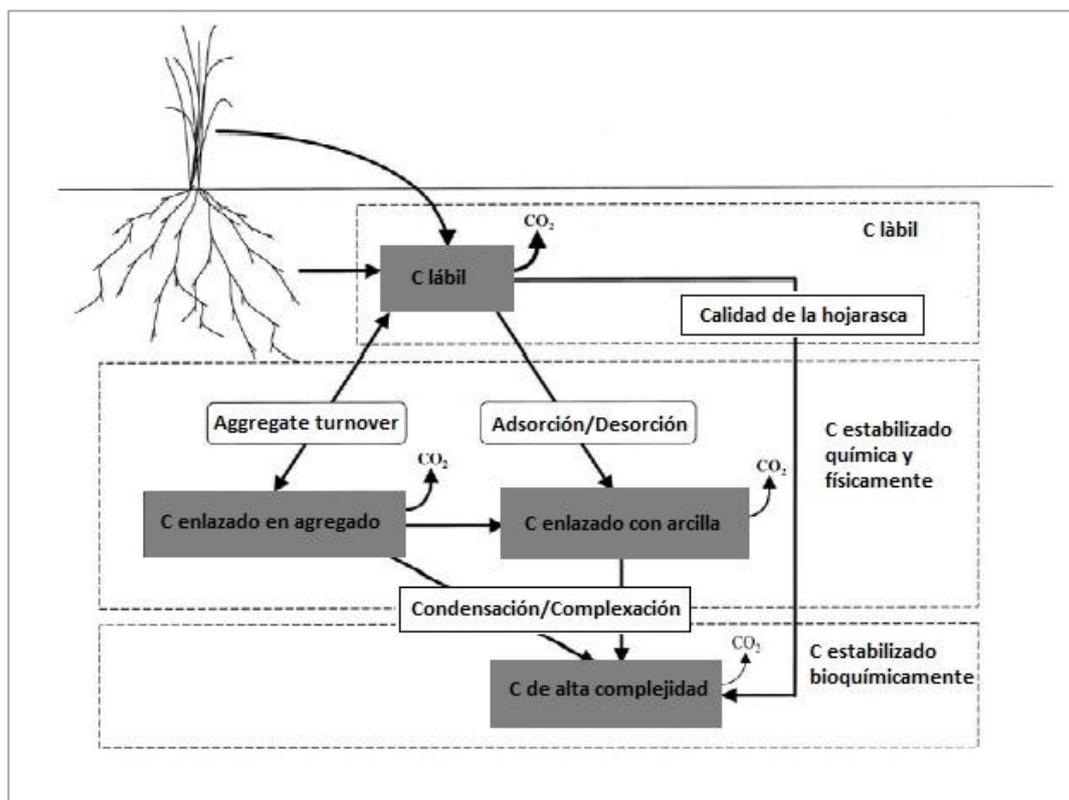


Figura 4: Esquema de los procesos de estabilización de la materia orgánica del suelo (adaptado de Six et al., 2002)

Estabilización química. La estabilización química se refiere a las interacciones intermoleculares entre sustancias orgánicas e inorgánicas que reducen la disponibilidad de la MO debido a la complejación de grupos funcionales y cambios en la conformación. Las interacciones incluyen el intercambio de ligandos, la creación de puentes de cationes polivalentes, interacciones débiles (tales como las interacciones hidrofóbicas, incluyendo las fuerzas de Van der Waals y enlaces de hidrógeno (Theng, 1979; Oades, 1989) e interacciones de iones metálicos con sustancias orgánicas (formación de complejos) (von Lutvow et al., 2006). Según von Lutvow (2006), la evidencia de que la MO se estabiliza debido a la unión a las superficies minerales, viene del hecho que la MOS en las fracciones de arcilla y limo es más antigua (Anderson & Paul, 1984) o tiene un mayor *turnover* (Balesdent et al., 1987) que la MOS en otras fracciones del suelo (Chenu & Stotzky, 2002).

En relación con *el intercambio de ligandos*, uno de los mecanismos más importantes en la formación de asociaciones fuertes órgano-minerales, tal y como los enlaces Fe-O-C, es el intercambio de aniones entre grupos coordinados simples de OH en superficies minerales, grupos carboxílicos y grupos fenólicos de OH de la MO. La complejación de la MO en las superficies minerales a través del intercambio de ligandos se incrementa a medida que disminuye el pH, con una absorción máxima en un rango de pH entre 4,3 y 4,7, lo que corresponde a valores de pKa de los ácidos carboxílicos más



abundantes del suelo (Gu et al., 1994). Por debajo de ese pH la solubilidad de estos complejos aumenta de forma exponencial encontrándose predominantemente en disolución (Camps Arbestain et al., 2003). Por lo tanto, el intercambio de ligandos entre hidróxidos inorgánicos (grupos OH de Fe, Al, óxidos de Mn y filosilicatos), grupos carboxílicos y grupos fenólicos está restringido a suelos ácidos ricos en minerales con grupos protonados hidroxílicos (Shen, 1999).

Otro de los mecanismos de estabilización de la MO a partir de la interacción con superficies minerales e iones metálicos es la *creación de puentes de cationes polivalentes*. Los aniones orgánicos normalmente son repelidos de las superficies negativamente cargadas de los suelos, pero la unión se produce cuando los cationes polivalentes están presentes en el complejo de intercambio. A diferencia del Na⁺ y el K⁺, los cationes polivalentes son capaces de mantener la neutralidad en la superficie mediante la neutralización tanto de la carga de la superficie cargada negativamente (por ejemplo, en minerales de arcilla) y el grupo funcional ácido de la MO (por ejemplo, COO⁻) y por lo tanto actúan como un puente entre los dos sitios cargados. Los principales cationes polivalentes presentes en el suelo son el Ca²⁺ y el Mg²⁺ en suelos neutros y alcalinos y los hidroxipolicaciones de Fe y Al en los suelos ácidos (Lützw et al., 2006). La eficiencia de los ligandos de la MO en los filosilicatos a través de puentes de cationes es más débil que el intercambio de ligandos con los hidróxidos de Fe³⁺ y Al³⁺ (Kaiser i Zech, 2000).

Las *interacciones débiles* más comunes en el suelo están constituidas básicamente por interacciones hidrofóbicas, fuerzas de Van der Waals y enlaces de hidrógeno. Las interacciones hidrofóbicas están causadas por la exclusión de los residuos no polares (como el C aromático) del agua, para forzar la unión de grupos no polares. Las fuerzas de Van der Waals (fuerzas electrostáticas) pueden operar entre átomos o moléculas no polares causados por un momento dipolar temporalmente variable, derivado de un pequeño desplazamiento de electrones orbitales a un lado de un átomo o molécula, creando un desplazamiento similar en los átomos o moléculas adyacentes. En el caso de los enlaces de hidrógeno, un átomo de hidrógeno con una carga positiva parcial interactúa con átomos de O u N cargados negativamente de forma parcial (Lützw et al., 2006).

La estabilización de la MO a partir de la *formación de complejos de iones metálicos* es bien conocida y ha sido revisada por Tipping (2002). Los iones metálicos que han sido considerados como potenciales estabilizadores de la MOS son el Ca²⁺, el Al³⁺, el Fe³⁺ (Baldock & Skjemstad, 2000) y los metales pesados. La primera evidencia del efecto estabilizante de los iones Ca²⁺ en la MOS fue propuesta por Sokoloff (1938). Desde entonces, otros estudios han demostrado efectos similares de los iones Ca²⁺ en la mineralización de la MOS y su solubilidad (Muneer y Oades, 1989). Otros trabajos han estudiado los efectos estabilizadores del Al en la MOS (Martin et al, 1972;. Blaser et al, 1997; Mulder et al, 2001



citado en Lützow et al., 2006). Existe un consenso general de que la interacción de la MOS con el Al y el Fe es el principal mecanismo en la estabilización de la MOS en Podzoles. Además, se ha demostrado que para el Al (y en menor medida para el Fe), existe un efecto inhibitor de los metales pesados sobre la respiración del suelo y la posterior acumulación de la MOS (Tyler et al, 1989;. Giller et al, 1998.; Adriano, 2001 citado en Lützow et al., 2006).

La materia orgánica disuelta (MOD) en los suelos puede ser precipitada por iones metálicos y dicho precipitado puede ser más estable que la MOD restante. La precipitación de las moléculas más grandes de la MOD, que son potencialmente recalcitrantes, parecen prevalecer, mientras que las moléculas más pequeñas permanecen en solución. Así pues, Lützow et al. (2006) concluyen que existe la evidencia de que se produzca la estabilización de la MOS a partir de interacciones de iones metálicos, pero las conclusiones generales de la relevancia cuantitativa de los suelos son difíciles de establecer. Hacen falta realizar más estudios sistemáticos y comparaciones de los diferentes mecanismos. Resolver este “puzle” es un trabajo complicado ya que los mecanismos y sus efectos dependen de las concentraciones y las formas de unión, y éstos son diferentes para cada elemento. Además, el efecto de algunos metales, tal y como el Ca, Mg, Al y el Fe, a menudo no se puede separar de su habilidad para formar puentes de cationes.

Estabilización física. La matriz de suelo se separa en diferentes compartimentos, así que la transferencia de enzimas, sustratos, agua, oxígeno y microorganismos puede verse limitado. Las vías de entrada, así como la ubicación de la MO en el perfil del suelo, son decisivas de cara a la accesibilidad de la comunidad descomponedora. En los horizontes A, la MO procede principalmente de los residuos de las plantas que se mezclan en la superficie del suelo por labranza o por bioturbación. En subsuelos, la entrada de C se produce principalmente a través de las raíces de las plantas y por lixiviación de la MOD.

La mayoría de suelos de climas templados están agregados y existe la evidencia de que la estructura del suelo protege la MO de la degradación, ya que la mineralización de C es mayor cuando los agregados del suelo se rompen (Elliott, 1986, Six et al, 2000).

Los mecanismos específicos englobados en el proceso de estabilización física se dividen en: oclusión de la MO en agregados, intercalación de la MO entre filosilicatos, encapsulación de la MO en macromoléculas orgánicas y reducción de la accesibilidad de los microorganismos en la MO por hidrofobicidad en el suelo.



La oclusión de la MO en las arcillas puede ocurrir por mecanismos abióticos tales como la formación de redes de óxidos o hidróxidos de Fe y Al, pero en general, la biota del suelo está fuertemente involucrada en el proceso de oclusión de la MO por agregación (Oades, 1984; Elliott, 1986; Oades, 1993; Six et al, 2002). De esta manera, las células microbianas, secreciones, exudados de las raíces y mucus procedentes de la fauna actúan como agentes de cementación y son, al mismo tiempo, ocluidos dentro de los agregados. La unión de fragmentos grandes procedentes de los residuos de las plantas, junto con agregados y partículas grandes minerales creadas por hifas fúngicas y raíces, ocasiona oclusión dentro de los macroagregados.

La MO ocluida está espacialmente protegida contra la descomposición debido al: (i) reducido acceso de los microorganismos y sus enzimas, que son los que controlan la mayor parte de interacciones en la red alimentaria (ii) reducida difusión de las enzimas en el espacio intra-agregado; y (iii) restringida descomposición aeróbica debido a la reducida difusión de oxígeno. El principal factor que controla todos estos procesos mencionados, es la distribución del tamaño de los poros, ya que influye en la proporción de poros llenos de agua, así como la de aquellos que puedan servir como posible hábitat para los microorganismos. La distribución del tamaño de los poros no sólo controla la accesibilidad de los microorganismos, sino también la de sus depredadores. La exclusión de los depredadores es un proceso importante en el ciclo de la MOS ya que este proceso aumenta la eficiencia energética de los microorganismos porque un mayor porcentaje de la energía del sustrato puede utilizarse para el mantenimiento y el crecimiento, de manera que el turnover microbiano es más lento en suelos con un sistema de poros más pequeños (Elliott y Coleman, 1988).

Los microagregados pequeños están llenos de poros de <0,2 mm de diámetro; tamaño limitante para el acceso de las bacterias. Al mismo tiempo, estos microagregados son muy estables (Oades, 1993), por lo que el tiempo de vida del sistema de poros que atrapa la MO debe ser también considerado largo. En contraste con la distribución general del tamaño de los poros asociada a la textura del suelo, la oclusión de la MO en micro- y macroagregados biogénicos se ha descrito como un proceso transitorio, ya que la POM fresca y gruesa (tal y como raíces e hifas) se descompone en más partículas y esto a su vez ayuda a la formación de microagregados y al enmarañamiento de hongos y raíces, pero el proceso no dura más de 1 año aproximadamente (Oades, 1984).

La estabilización de la materia orgánica dentro de los macroagregados es, por una parte, muy sensible a ciertas prácticas de gestión y por otra, se restringe a horizontes del suelo con entrada de residuos continua: por lo que en la mayoría de los suelos coincide con los horizontes superficiales. El turnover de la MO en los macroagregados es mucho más rápido que en los microagregados (Six et al, 1998).



Los ligandos orgánicos de enzimas, proteínas, ácidos grasos o ácidos orgánicos pueden intercalarse en los *espacios interlaminares de filosilicatos expandibles* (arcillas 2:1)⁹ sólo a un pH <5, donde su grado de disociación es muy pequeño (Violante y Gianfreda, 2000). Los cationes orgánicos pueden intercalarse más allá de su capacidad de intercambio si las fuerzas de van der Waals desempeñan un papel importante en la unión de las moléculas en la superficie (Theng, 1979). Por lo tanto, Theng et al. (1986) y Kennedy et al. (2002) propusieron la intercalación de la MO en los espacios interlaminares de filosilicatos expandibles como un proceso de estabilización muy importante en suelos ácidos (pH <4).

Otro mecanismo de la estabilización física de la MO se basa en la reducción de la accesibilidad de los microorganismos en la MO por *hidrofobicidad* en el suelo. La hidrofobicidad reduce la humedad de la superficie y por lo tanto la accesibilidad los microorganismos a la MO. Esto resulta en una reducción de las tasas de descomposición, ya que la falta de agua restringe directamente las condiciones de vida de los microorganismos (Jandl et al, 2004).

Las partículas pequeñas (<63 mm) presentan el mayor grado de repelencia al agua, que se explica en parte por el gran contenido de MO en estas fracciones. Mientras que las arcillas muestran un comportamiento hidrofílico, la MO asociada a los minerales de arcilla aumenta su hidrofobicidad (Chenu et al.,2000). Las propiedades hidrófobas parecen ser debidas a la adsorción de los ácidos grasos, que han sido identificados como los principales componentes de origen vegetal (Jandl et al, 2004). Además del efecto directo de las propiedades hidrofóbicas de la MOS en la accesibilidad microbiana, la hidrofobicidad, al mismo tiempo, mejora la estabilidad de los agregados (Piccolo y Mbagwu, 1999) y contribuye así a la oclusión de la MO. Aun sabiendo algunas de las propiedades hidrofóbicas de la MOS, Lützow et al. (2006), están de acuerdo en que es necesario la recopilación de más datos empíricos sobre el efecto directo de la hidrofobicidad en la degradación de la MO.

Y ya por último, el concepto de la *encapsulación de la MO en macromoléculas orgánicas*, sugiere que la materia orgánica lábil está protegida de la degradación por su encapsulación en la red de polímeros recalcitrantes o pseudo-macromoléculas húmicas (Knicker et al, 1996;. Zang et al, 2000). Del mismo modo, Piccolo (2002) sugiere la protección hidrofóbica de moléculas lábiles por dominios hidrofóbicos de macromoléculas pseudo-húmicas. Sin embargo, la evidencia sobre este proceso de encapsulación

⁹ La estructura de las arcillas de tipo 2:1 consiste en una capa octaédrica cubierta por dos capas tetraédricas (TOT). Tres grupos de arcillas presentan esta estructuración: illita, vermiculita y esmectita. Su fórmula química genérica es: $Cx[Si_{n1}Al_{8-n1}]Al_{n1+n2-8}Fe_{n3}^{3+}Fe_{n4}^{2+}Mg_{n5}M_{n6}O_{20}(OH)_4$, donde Cx representa x moles de un catión univalente.



de la MO lábil en las pseudo-macromoléculas orgánicas en los suelos, es muy limitada y aún es difícil de demostrar.

Estabilización bioquímica. La estabilización bioquímica se produce debido a la compleja composición química de los materiales orgánicos. Esta compleja composición química puede ser una propiedad inherente del material de la planta (refiriéndose a la calidad del residuo) o puede ser adquirida durante la descomposición a través de la condensación y complejación de los residuos procedentes de la descomposición, haciéndolos más resistentes a la descomposición subsiguiente. (Cadisch i Giller, 1997 citados en Six et al., 2002). Así pues, en la Figura 4, el tercer compartimento es un compartimento donde la MOS es estabilizada por su inherente o adquirida resistencia bioquímica a la descomposición, y dicho compartimento corresponde a las fracciones no hidrolizables. Varios estudios han encontrado que la fracción no hidrolizable de los suelos templados, contiene C muy antiguo.

Según en Six et al., 2002, la estabilización de este compartimento y su consecuente antigüedad son probablemente resultado de su composición bioquímica. Lützow et al. (2006) proponen que la estabilidad bioquímica se da por una acumulación relativa de moléculas recalcitrantes.

Del mismo modo, Marit Paul (2007) propone que se da una preservación de los componentes recalcitrantes a nivel molecular de las sustancias orgánicas. Así, los residuos vegetales y los productos microbianos y faunísticos están compuestos de una mezcla compleja de componentes (tales como polisacáridos, lignina, proteínas, lípidos, quitina, y ceras) y difiere en su biodegradabilidad debido a su composición estructural. Cuando los microbios degradan selectivamente los compuestos menos recalcitrantes (por ejemplo, los que contienen enlaces hidrolizables, tales como los polisacáridos y proteínas) los compuestos más recalcitrantes (por ejemplo, los que contienen estructuras alifáticas, tales como las ceras, la cutina y suberina) se convierten enriquecen más. Así, la conservación selectiva de compuestos recalcitrantes se produce en todos los tipos de suelos.

Von Lutvow et al., 2006 diferencian entre la recalcitrancia primaria de residuos vegetales y rizodepósitos, como función de sus características moleculares autóctonas, y la recalcitrancia secundaria de productos microbianos, polímeros húmicos y materiales carbonizados.

La *recalcitrancia primaria* se relaciona con las características moleculares propias de la hojarasca o rizodepósitos de cada especie. Según Lützow et al., 2006 parece obvio que la recalcitrancia primaria es especialmente relevante en las fases iniciales de la descomposición de la hojarasca, que en algunos casos puede durar varios años, pero destaca que hay solo pocas evidencias de que la persistencia de



los componentes inalterados de la planta sea sólo debida a las características estructurales y no a mecanismos de estabilización.

Sollins et al. (1996) y von Lützow et al. (2006) sostienen que la *recalcitrancia secundaria*, por otro lado, es función de productos microbianos, polímeros húmicos, y materiales carbonizados. Es el resultado de diversos procesos metabólicos y degradativos (Sollins et al., 1996). Así, los polímeros que contienen anillos aromáticos como la lignina y las moléculas polimetilénicas como las ceras, cutina y suberina son muy difícilmente degradados por la comunidad microbiana; lo mismo sucede con subproductos generados en el proceso de descomposición como los polímeros húmicos (Lutzow et al., 2006). De éste modo, toda esta MO se define como MO estabilizada bioquímicamente.

5.6. El proceso de agregación del suelo.

La calidad del suelo es un término global que agrupa la calidad física, química y biológica. La interacción de estos tres aspectos condiciona la aptitud del suelo para desempeñar diferentes funciones, y por lo tanto, todos ellos deben ser considerados en relación a usos específicos del suelo. Dentro de los tres aspectos condicionantes de la aptitud del suelo, la calidad física juega un papel muy importante; la pérdida de ésta, tendría también consecuencias en las propiedades químicas y biológicas del suelo.

Las propiedades del suelo que determinan la calidad física, y por consecuencia, la estructura, están relacionadas con la textura, la mineralogía de las arcillas, materia orgánica, composición de fluidos del medio poroso, plantas y organismos del suelo y la profundidad del perfil (Kay & Angers, 1999).

La estructura es producto de la presencia de unos constituyentes y unas condiciones del suelo. Se define como la forma de agruparse los componentes elementales del suelo en agregados y la distribución de éstos. Es inestable en el tiempo y variable en el espacio.

Rillig M.C, sostiene que la estructura es la condición más favorable para el crecimiento de las plantas, ya que tiene una influencia beneficiosa sobre el estado de humedad del suelo y la dinámica de los nutrientes. Ésta también reduce la pérdida de dichos nutrientes a través de la erosión del suelo y escorrentía superficial, al mismo tiempo que constituye un importante índice genético-agronómico. Además, tiene una gran significación en la evaluación de la fertilidad y tiene una estrecha relación con los regímenes hídricos, aéreos y de nutrientes de los suelos.

El proceso de agregación del suelo es complejo y jerárquicamente estructurado, en el cual numerosos organismos y agentes cementantes juegan su papel, así como también los factores abióticos, tales como los ciclos de sequía, humedad, congelamiento, etc. Todos estos procesos son capaces de



orientar las partículas finas del suelo y atraerlas tan cerca unas a otras, que las fuerzas físicas entre ellas unen estas partículas muy firmemente.

Se entiende por agregado de suelo a un grupo o conjunto de partículas donde las fuerzas de unión entre sí superan a las existentes entre éste y otros grupos adyacentes y por estructura, al arreglo u ordenamiento espacial de los agregados y poros en el suelo (Oades 1984). En suelos donde las partículas están agregadas, el diseño y la perdurabilidad del espacio poroso dependen en gran medida de la forma, tamaño, distribución y estabilidad de los agregados, consecuentemente, en estos suelos el movimiento y la disponibilidad del agua y el aire pueden estar influenciados por el estado de agregación.

Los agregados del suelo son importantes para mantener la porosidad del suelo y proveer estabilidad contra la erosión, además de ser una forma de conservar y proteger la materia orgánica del suelo y de esta forma ejercer funciones agrarias y medioambientales tan importantes como la reserva de nutrientes, la infiltración o la aireación (Kay y Angers, 2000). Además, el porcentaje de agregados estables al agua permite evaluar la calidad del suelo (Alvear et al., 2007) y puede definirse como el resultado de la fuerza de unión entre las partículas elementales de los agregados del suelo siendo de gran importancia en la protección contra la pérdida de suelo por erosión (Cerdà, 1998).

El desarrollo de la estructura en el suelo depende de la fauna y los microorganismos del suelo, las plantas y la materia orgánica, los cationes polivalentes y los minerales de arcilla y las variables medioambientales (Six et al., 2004). A lo largo de la historia, el interés por entender la relación entre la dinámica de agregación, la actividad biológica y la dinámica de la materia orgánica en el suelo ha supuesto la publicación de importantes teorías que permiten entender la formación de estructura en el suelo.

5.7 Evolución de las teorías más importantes sobre dinámicas de formación y estabilización de agregados.

El primer modelo conceptual de agregación del suelo, basado en la teoría actual del momento, fue propuesto por Emerson (1959). Emerson describió cómo una porción del suelo constaba de dominios de partículas de arcillas orientadas y de cuarzo. Según el modelo de Emerson, la MOS aumentaba la estabilidad de una porción del suelo uniendo de manera conjunta dichas partículas de arcilla y cuarzo. Edwards y Bremner (1967) presentaron la teoría de los microagregados, en la que se preveía la formación de microagregados como una reacción en fase sólida entre la materia orgánica, metales



polivalentes y arcillas eléctricamente neutras. Rechazaron el modelo de Emerson en el que los agregados contenían granos de arena y éstos actuaban como principales elementos de formación (Six J. et al, 2003).

Tisdall y Oades (1982) desarrollaron el **modelo jerárquico de agregación del suelo** (figura 5), donde presentaron un informe en el que establecían las bases de un modelo sobre la arquitectura de un agregado, en base a los elementos formales y los elementos ligantes que encontraron en los distintos tamaños de agregados y tipos de suelos. Este modelo de agregación se propuso para suelos minerales de praderas, pero es uno de los modelos más reseñados en la literatura sobre la estructuración del suelo ya que establece la “jerarquía de los agregados” hasta hoy válida para suelos donde el C orgánico del suelo es el principal agente ligando. De acuerdo con la teoría, los agregados estables adquieren distintos tamaños en base al tipo de agente enlazante que los une. Estos agentes pueden ser elementos orgánicos presentes en el suelo. Se han definido diferentes tipos de agentes orgánicos enlazantes en función de su naturaleza:

- **Agregados transitorios:** polisacáridos derivados de la acción de plantas y animales : tienen una capacidad de estabilización reducida porque se acaban biodegradando e incorporando al suelo. En los microagregados ($\varnothing = 250-53 \mu\text{m}$). actúan como unión entre los dominios de arcilla.
- **Agregados temporales:** raíces e hifas de hongos que se encargan de estabilizar macroagregados ($\varnothing = 2000-250 \mu\text{m}$). Además, suponen un aporte de MO muerta, mucílago y otros elementos que contribuyen a la formación de agregados.
- **Agentes persistentes:** compuestos húmicos policondensados. Es MO asociada a complejos de metales polivalentes y arcillas, siendo el SOC el centro del agregado con partículas de arcilla finas adherida a él.

En base a estos grupos de agentes, los suelos van agregándose y adquiriendo una organización estructural. Así, las partículas primarias ($< 53 \mu\text{m}$), unidas a través de la materia orgánica humificada y cationes polivalentes, forman los microagregados del suelo. Estos microagregados estables se unen a través de la MO más transitoria (hifas, raíces, polisacáridos derivados de microorganismos y plantas) para dar lugar a los macroagregados.



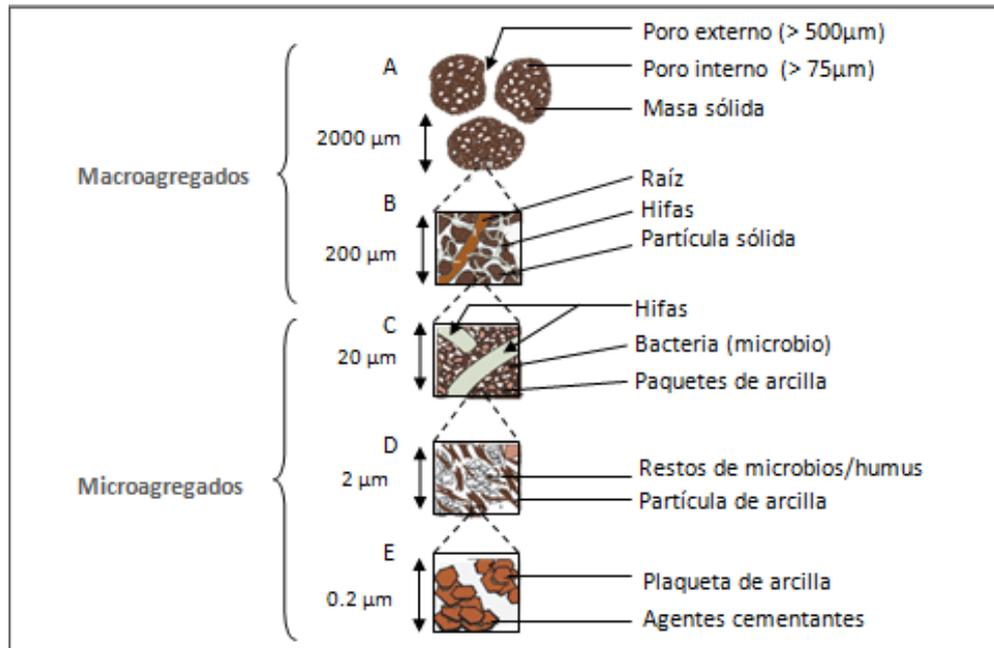


Figura 5. Modelo de agregación de suelos de Tisdall y Oades. Fuente: modificado de Victorian resources.

En la anterior figura, los principales agentes de unión en cada nivel son:

B: raíces de plantas e hifas fúngicas, con un tiempo de persistencia entre corto y mediano.

C: raíces podridas e hifas fúngicas, con un tiempo de persistencia largo.

D: restos microbianos y humus, con un tiempo de persistencia más largo.

E: sustancias húmicas adsorbidas y óxidos hidratados con un tiempo de persistencia muy largo.

Dos años después de la publicación del modelo jerárquico de agregación del suelo, Oades (1984) formuló una pequeña pero que más tarde llegaría a ser una importante modificación del modelo conceptual de Tisdall y Oades (1982). En el modelo jerárquico se entiende implícitamente que los agregados están secuencialmente formados, es decir, los microagregados se forman al principio y sirven entonces como elementos de construcción en la formación de los macroagregados. Oades (1984), por otro lado, postuló que las raíces e hifas que contribuían a mantener unidos los macroagregados, eran el núcleo de formación de los microagregados en el centro de los macroagregados. Esto es lo que se conoce como la teoría de la **acumulación concéntrica**. Ésta sostenía que los restos vegetales se incorporan al suelo como POM¹⁰, y mientras la POM se descompone y los exudados microbianos son liberados, se estabilizan los macroagregados, disminuye la relación C/N y los microagregados se forman en el interior del macroagregado.

¹⁰ Cambardella y Elliot (1992) definieron la POM (materia orgánica particulada) como la fracción entre 2mm y 53 μm , que consiste principalmente de raíces en diferente estado de descomposición.



Así, en base a las anteriores teorías, se puede concluir que cuando la dinámica de la descomposición de la materia orgánica es el elemento principal que fundamenta el nivel y la perdurabilidad de la estructura de los agregados, la formación y estabilidad de los agregados se sustentan en el modelo conceptual de agregación desarrollado por Tisdall y Oades (1982). Bajo este marco conceptual, la naturaleza de la estabilidad de los agregados depende de la relativa cantidad y fuerza de varios tipos de asociaciones órgano-minerales y agentes de enlace (Jastrow, Miller 1998).

La macroagregación es controlada por el manejo (Oades 1984), pues la ruptura de los agregados de gran tamaño, producto de la cantidad, frecuencia e intensidad de las labores, expone a la descomposición materia orgánica relativamente lábil previamente protegida, resultando variadas combinaciones de elementos orgánicos con diferentes tasas de ingreso y reciclado que afectan las fuentes productoras de agentes enlazantes y sustancias adhesivas orgánicas (raíces, hifas de hongos y organismos rizosféricos).

Contrariamente a lo que sucede con los macroagregados, los microagregados (<250 mm) no son alterados por el humedecimiento ni tampoco por disturbios mecánicos incluyendo las labores de labranza (Tisdall, Oades 1982). La estabilidad de estos agregados depende de la fuerza con que las arcillas y otros componentes inorgánicos del suelo son sorbidos a la materia orgánica particulada (MOP), residuos microbianos y otros coloides orgánicos y compuestos de origen microbiano (Jastrow, Miller 1998).

5.8 Factores que influyen en la dinámica de agregación del suelo.

Los factores más importantes que influyen en la formación y estabilización de agregados en el suelo son: la fauna y los microorganismos del suelo, las raíces y la materia orgánica, los agentes de unión inorgánicos, las arcillas, las variables medioambientales y las técnicas de manejo del suelo.

Microorganismos del suelo. La actividad microbiana del suelo constituye una medida de importancia ecológica: por una parte representa el nivel de la actividad biológica del componente lábil de la MO del suelo y por otra, integra los factores del medio ambiente y su influencia sobre los ciclos biogeoquímicos misma (Zagal et al., 2002). La relación entre la actividad de los microorganismos y dinámica de agregación en el suelo depende de la escala (macroagregados versus microagregados), el tipo de microorganismos, la textura del suelo y la mineralogía de las arcillas (Six et al., 2004).

Según Beare et al. (1994), los hongos participan principalmente en la formación de macroagregados, mientras que las bacterias predominan en la formación de microagregados (Tisdall y Oades (1982); Schutter y Dick (2002); citados en Bronick y Lal, 2005). En suelos arenosos, los hongos parecen tener



un papel más importante que las bacterias en la agregación. En los suelos arcillosos, en cambio, tanto las bacterias como los hongos participan activamente en la agregación (Six et al., 2004)

La fauna del suelo. El grupo más extensamente estudiado de la fauna del suelo en relación a la agregación es el de las lombrices. En 1950, muchos estudios en su mayoría cuantitativos investigaron la influencia de los factores más importantes que influyen la agregación. Se desarrollaron muchas teorías sobre la formación de los agregados, Shipitalo and Protz (1989) presentaron un modelo para la formación de microagregados dentro de las excretas o *casts* de las lombrices. Este modelo contrastaba con los otros modelos de formación porque describía como las lombrices promovían directamente la formación de núcleos de MO en los microagregados.

Las lombrices ingieren materiales orgánicos, lo mezclan con material inorgánico del suelo, y pasan la mezcla a través de su intestino. Durante el tránsito por el intestino, las arcillas y el material inorgánico son íntimamente mezclados, y son incrustados con mucus, para crear un nuevo núcleo de formación de microagregados que es excretado, los *casts*. Dichos *casts* actúan como macroagregados de origen biológico, y numerosos estudios han demostrado que su estabilidad es mayor que el de otros agregados del suelo.

Hay dos caminos por los cuales las lombrices son intermediarias en la formación de agregados del suelo: 1) galerías o canales y 2) formación de *casts*. Durante la formación de las galerías una presión es ejercida alrededor del suelo circundante y el mucus externo es depositado en las paredes de la misma. De ahí, las paredes de las galerías se van revistiendo con arcillas orientadas y mucílago orgánico, los cuales forman una estructura estable. Sin embargo la actividad de excretar sólo mejora la estabilidad de los agregados si los *casts* están secos y viejos. En adición, la estabilidad de las excretas dependen de la calidad de la MO ingerida y la cantidad de excretas depende además de la actividad de alimentación. Cuando el abastecimiento de alimentos es limitado, las lombrices parecen ingerir más suelo en un esfuerzo de obtener suficiente alimento, y consecuentemente excrementan más frecuentemente. La actividad de las lombrices no solo media la formación de macroagregados sino también la formación de microagregados y la de microagregados dentro de macroagregados.

Bossuyt et al., (2005) basados en el rol de las lombrices en la formación de agregados y su rol en la protección de la MOS, llevaron a cabo una investigación tratando de dilucidar qué tan rápido las lombrices alcanzaban a proteger la MOS. El resultado mostró claramente que las lombrices tienen un efecto directo y un rápido impacto en la formación de microagregados dentro de macroagregados grandes y en la estabilización de nuevo C dentro de estos microagregados.



No todas las especies de lombrices tienen una profunda influencia en la agregación y dinámica de la MOS y su influencia total depende de las interacciones entre diferentes categorías de lombrices. Las diferentes categorías de lombrices están divididas de acuerdo a su alimentación. Bouché (1977) reconoció tres grupos morfo-ecológicos: (1) especies Epigeas, (2) Especies Anecicas; y (3) especies Endogeicas. Las especies epigeas son definidas como habitantes de residuos. Ellas viven por encima de la superficie del suelo mineral, probablemente en la superficie de hojarasca de suelos forestales. Su actividad tiene muy poco efecto en la estructura y agregación del suelo. Las especies anecicas viven en galerías en el suelo mineral y llevan hojas muertas de la superficie del suelo a las madrigueras para alimentarse. Éstas forman una extensa red de galerías, contribuyendo a la formación y estabilización de agregados. Don A. et al., (2008) concluyeron que la actividad de esta especie de lombrices no incrementa sustancialmente los stocks de C del subsuelo, pero las galerías sirven como una vía rápida para que el C fresco sea transportado a los horizontes más profundos. Las especies endogeicas viven en los horizontes minerales y comen en suelos enriquecidos de MO. Ellos son considerados los principales agentes de la agregación y estabilización de la MO. Lee and Foster (1991) sugieren que la mezcla de lombrices de las especies anecicas y endogénicas es la más benéfica para la salud de la estructura del suelo.

Otros organismos, tales como las termitas, artrópodos, nematodos que viven en el suelo, también influyen en la estructura y el ciclo de los nutrientes del suelo a través de la ingestión y excreción del material del suelo, transporte de material orgánico y formación de estructuras de origen biológico (canales, termiteros, casts).

Raíces. Las raíces de las plantas influyen de diversas formas en la dinámica de agregación del suelo. Éstas contribuyen en aumentar la fracción orgánica del suelo y con ello, a dar estabilidad a los agregados, directamente a través del propio material de la raíz, e indirectamente a través de la estimulación de la actividad microbiana en la rizosfera (Alami Y. et al., 2000). A medida que crecen las raíces, comprimen el suelo que les rodea, reorientando las partículas de arcilla y compactándolo.

Además, las raíces absorben continuamente agua del suelo, lo que resulta en una desecación localizada del suelo y en la cohesión de partículas de su entorno (Six et al., 2002). Estos cambios químicos, biológicos y físicos estimulan la formación y estabilización de agregados en la rizosfera.

Agentes de unión inorgánicos. Los agentes de unión inorgánicos, incluidos los aluminosilicatos cristalinos altamente desordenados y los óxidos de Fe también estabilizan los agregados, pero en menor medida que los materiales orgánicos.



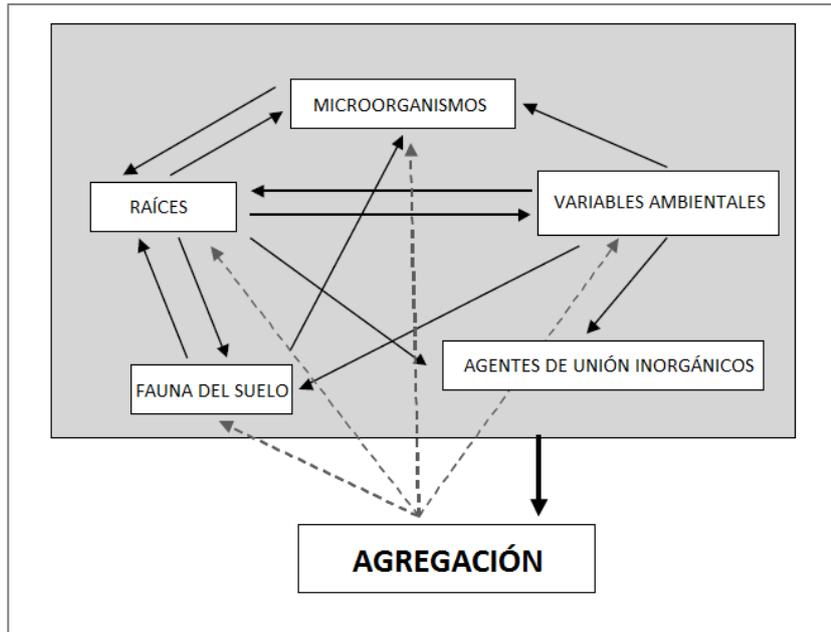


Figura 6. Multiplicidad de interacciones y retroalimentaciones entre los cinco factores principales que influyen en la formación y estabilización de agregados. Fuente: modificado de Six et al. (2004)

- Cationes polivalentes (calcio y magnesio): La presencia de cationes bivalentes, tales como el Ca^{2+} y el Mg^{2+} , estimula la floculación de las arcillas y la formación de complejos órgano-minerales (arcilla-materia orgánica más o menos transformada), que intervienen en la agregación del suelo. En general, la capacidad del Ca^{2+} para formar este tipo de asociaciones es mayor que la del Mg^{2+} .

El uso de enmiendas que contienen calcio, tales como las cenizas de madera, en suelos ácidos favorece la formación de microagregados estables mediante la formación de enlaces entre los cationes divalentes y partículas de arcilla, y entre éstas y la materia orgánica del suelo (Oades, 1989). Además, la incorporación de materia orgánica fresca junto con una fuente de calcio mejora la estabilidad de los macroagregados (Muneeer y Oades, 1989) como resultado del incremento del pH y la estimulación de la actividad microbiana asociados a la adición de calcio en estos suelos (Baldock et., 1994 citado por Von Lütvow, 2006)

Varios autores han observado que en suelos de clima templado, donde predominan las arcillas 2:1, el calcio, es el agente enlazante para los agregados primarios.

- Óxidos: Los óxidos de hierro y aluminio son importantes factores de agregación en suelos ácidos, con contenidos bajos de materia orgánica y de arcillas, tales como los Oxisoles (Oades y Waters, 1991, Six et al., 2000). En general, los óxidos podrían participar sobre todo en la microagregación, aunque también podrían influir en la macroagregación (Six et al., 2000, Deneff et al., 2002). Su influencia



relativa como agentes de agregación es función de la mineralogía de la fracción arcilla del suelo en el que se encuentran, como se explica más abajo.

- Minerales de arcilla: La interacción de las arcillas con la materia orgánica y su influencia en la agregación dependen del pH y la capacidad de intercambio catiónico, que están directamente relacionados con la abundancia y tipo de arcillas; así como de los cationes presentes en la solución del suelo (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+).

Variables ambientales. Hay ciertas variables medioambientales que pueden afectar a la dinámica de agregación, tal y como los procesos de congelación-descongelación, humectación-deseccación y los incendios.

Es bien sabido que los procesos de congelación y descongelación afectan a la estructura del suelo. Numerosos estudios han demostrado que como consecuencia de estos procesos, la agregación de las partículas del suelo se puede ver afectada negativamente (Lehrsch et al. 1998) Los procesos de congelación y descongelación se producen sobre todo en la superficie del suelo. Así que cualquier perturbación en la superficie de suelos dispersivos es probable que resulte en una disminución rápida de su estructura y una reducción subsiguiente de su permeabilidad. Este efecto negativo del hielo es mayor cuando mayor es el contenido de agua del suelo (Bullock et al., 1988; citado en Six et al., 2004). En las partes más húmedas, el hielo interrumpe los agregados, porque los cristales de hielo en expansión dentro de los poros rompen los enlaces de partícula a partícula. Por el contrario, las partes secas se cree que causan una contracción de la masa del suelo y la precipitación de agentes de unión a en los contactos de partícula a partícula (Lehrsch et al., 1991)

Los macroagregados son más susceptibles a las fuerzas disruptivas del hielo que los microagregados. Algunos estudios incluso han mostrado un aumento de la estabilidad de los microagregados en procesos de congelación con altos niveles de humedad. Sin embargo, los macroagregados son menos vulnerables a las fuerzas de congelación-descongelación cuando el suelo tiene un mayor contenido de arcilla (Edwards y Bremner, 1967) y/o MOS y/o óxido de Fe. Lehrsch et al. (1991) y Lehrsch (1998) observaron la mayor estabilidad de los macroagregados en el suelo con el contenido de arcilla también más alto.

Otro proceso importante que puede afectar a la dinámica de agregación del suelo, es el de humectación-deseccación. Este proceso generalmente favorece la rotura de los agregados debido a la hidratación e hinchamiento de las arcillas expandibles y la compresión del aire concluido en los poros por la entrada de agua. En suelos agregados, generalmente este proceso disminuye la proporción de agregados debido a dos factores: (1) a la hidratación no uniforme e hinchamiento de las fracciones de



arcilla cuando se mojan, y (2) a la compresión del aire ocluido en los poros capilares cuando el agua entra rápidamente en los poros del suelo. Por lo tanto, la ruptura total de los agregados dependerá de la tasa de humectación.

Tal y como hemos comentado, el fuego también puede intervenir en la dinámica de agregación del suelo. Los estudios sobre el efecto de los incendios sobre la agregación y la MOS han mostrado resultados diferentes. Generalmente, después de un gran incendio forestal, la MOS y la agregación disminuyen debido a la combustión de las sustancias orgánicas cementantes (Fernández et al, 1997). Según un estudio de Giovanni y Lucchesi (1997), calentar el suelo a altas temperaturas (tales como 600°C) causa una disminución del contenido de materia orgánica, pero sin embargo aumenta la macroagregación. Esta agregación inducida por el calor se ha atribuido a una deshidratación de los geles del suelo y a transformaciones térmicas de los óxidos cementantes de Fe y Al a temperaturas de más de 220°C (Giovannini et al., 1990). En el estudio de García-Oliva et al., 1999, la pérdida de C orgánico del suelo (SOC) difirió entre las fracciones de agregado de diferente tamaño: el fuego principalmente redujo los compartimentos de SOC asociados a los macroagregados mientras que el C asociado a los microagregados no se vio afectado. Así pues, sugieren que mientras que el calor induce la formación de macroagregados durante el fuego, la pérdida por combustión de C asociado a los macroagregados debilitará los mecanismos biológicos de estabilización de los agregados a largo plazo.

Técnicas de manejo del suelo. Las labores interfieren directamente en la dinámica de agregación del suelo, acelerando el ciclo de retorno o *turnover* de los agregados. Six et al. (1998) desarrollaron un modelo conceptual que explica el efecto de un factor perturbador (en este caso, el laboreo) en la dinámica de agregación y la estabilización de la materia orgánica del suelo (Figura 7).

En el modelo de Six et al. (1998), la formación y estabilización de agregados depende directamente de la entrada en el suelo de materia orgánica fresca en forma de POM. La POM está formada por fragmentos de restos vegetales en diferentes estados de descomposición y compuestos de origen microbiano (hifas de hongos y secreciones mucilaginosas). Es la materia orgánica menos descompuesta y por tanto más fácilmente mineralizable del suelo. Así pues, la incorporación de materia orgánica fresca activa el crecimiento de hongos y bacterias que producen compuestos mucilaginosos como resultado de la descomposición de los residuos orgánicos incorporados. Estas secreciones microbianas actúan como agentes de unión que envuelven las partículas minerales y materia orgánica lábil del suelo (POM) formando macroagregados.



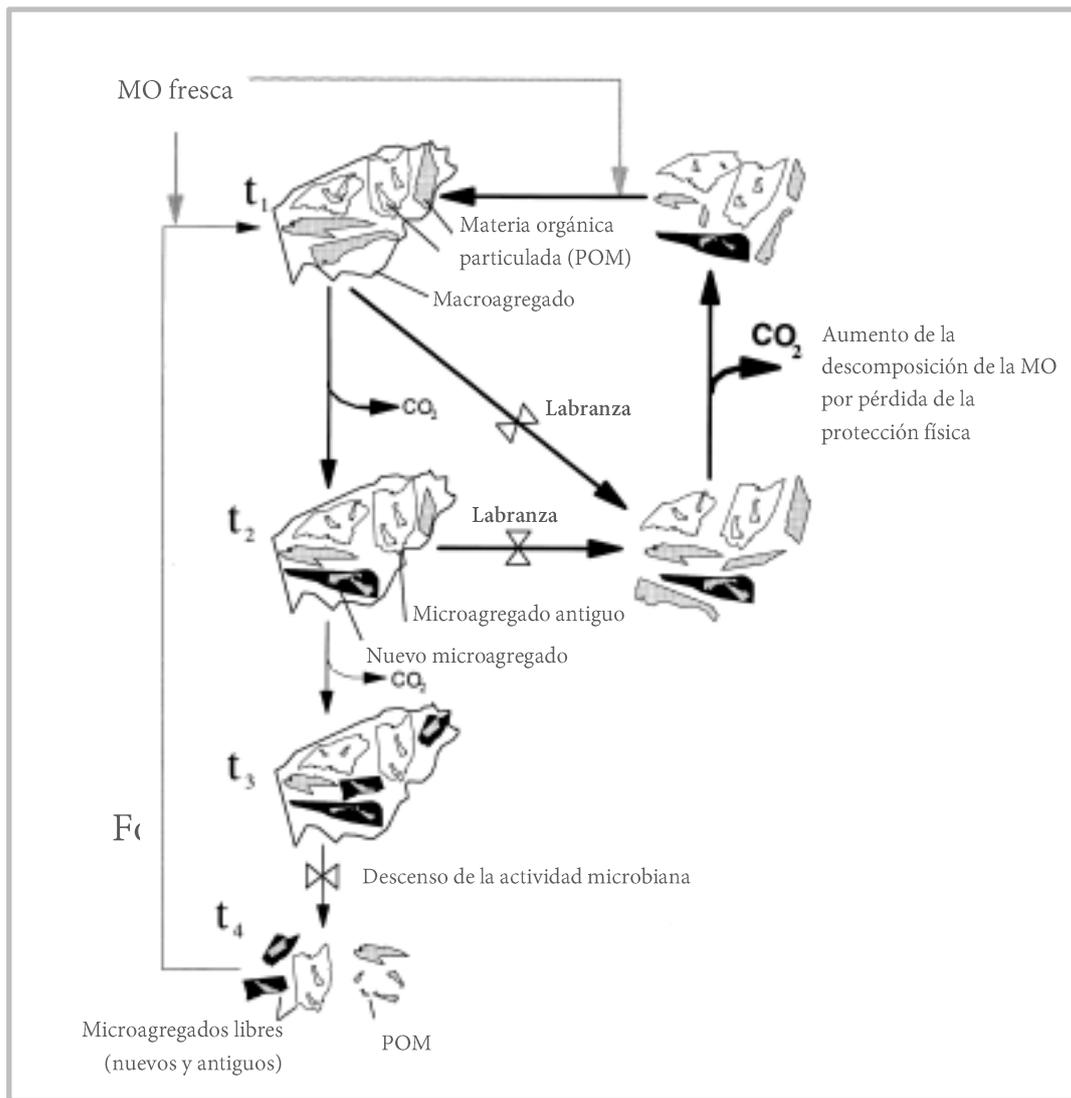


Figura 7. Ciclo del retorno de la materia orgánica y los agregados estables de diferentes tamaños, y perturbaciones causadas por el laboreo en este ciclo. Fuente: Adaptado de Six et al. (1998).

La POM ocluida en los macroagregados se degrada progresivamente por la acción de los microorganismos, dando lugar a POM más fina, que al interactuar con las partículas minerales y los productos microbianos queda encapsulada en microagregados formados en el seno de los macroagregados. El laboreo acelera el ciclo de *turnover* de los macroagregados e inhibe la formación de microagregados dentro de ellos, lo que resulta en una menor estabilización de la materia orgánica protegida en los agregados.

Materia orgánica del suelo (MOS). En la mayoría de los suelos la MOS es el principal agente estimulando la formación y estabilización de agregados. La incorporación de la MO a los agregados del suelo la protege de la descomposición rápida, determinando su estabilidad en el suelo. Rethon (2000)



encontró una correlación positiva entre el porcentaje de estabilidad de los agregados y el contenido de MOS. La estabilidad de los agregados frente a los efectos dispersantes del agua es importante para el mantenimiento de una estructura porosa en los suelos arables (Russell, 1980), y esto es particularmente cierto en la superficie del suelo donde son importantes los efectos de la absorción de agua, junto con la fuerza ejercida por el impacto de lluvia que puede causar el desarme de los agregados y la translocación de material fino (erosión). Así pues, se puede decir que la relevancia de la macroagregación se encuentra en su impacto positivo en la promoción de establecimiento de cultivos, en la resistencia a la erosión y en el aumento de la infiltración de agua (Angers y Giroux, 1996).

Numerosos estudios han demostrado que en los suelos templados en los que la fracción mineral está dominada por silicatos, la dinámica de agregación y la descomposición de la materia orgánica del suelo (MOS) están directamente relacionados de acuerdo al modelo jerárquico de la formación y estabilización de agregados (Tisdall y Oades, 1982; Oades, 1984). Siguiendo este modelo, la incorporación de materia orgánica fresca promueve la formación de macroagregados, como resultado de una mayor actividad de microorganismos descomponedores. Esto es causado por la estimulación de la producción de agentes aglutinantes orgánicos que pueden aumentar la cohesión entre las partículas minerales y la materia orgánica, y la hidrofobicidad de las uniones órgano-minerales que mejora la estabilidad de macroagregados (Golchin et al., 1994).

La materia orgánica asociada a los macroagregados es más lábil y la de los microagregados está más procesada. Tal y como hemos comentado, la POM es incorporada en los macroagregados mediante la actividad de la macro- y microfauna del suelo, y durante su descomposición, la POM más fina queda encapsulada en los microagregados que se forman dentro de los macroagregados. Esta POM más fina está físicamente más protegida del ataque microbiano, lo que a su vez favorece la estabilidad de los microagregados frente a la de los macroagregados. A medida que esta materia orgánica continúa descomponiéndose y va cambiando su naturaleza molecular, cada vez tienen mayor capacidad para interactuar con las arcillas y formar complejos órgano-minerales. Esta materia orgánica está mucho más humificada y es más recalcitrante (Elliot, 1986 citado en Fernández-Ugalde et al., 2011).

Cuando los agentes de unión orgánicos en los macroagregados son degradados, se descomponen y los microagregados muy estables que contienen pequeñas partículas orgánicas desacomplejadas y complejos órgano-minerales de arcilla y limo, son liberados e incorporados en los nuevos macroagregados formados alrededor de los residuos orgánicos recién incorporados. Como consecuencia directa de esto, se espera un aumento en la concentración de C orgánico a medida que aumenta el tamaño de agregado (Six et al., 2004), una mayor proporción de materia orgánica más lábil



en los macroagregados que en los microagregados (Six et al., 2004), y una transferencia de materia orgánica joven de macroagregados a microagregados con el tiempo.

5.9 Capacidad de captura de carbono según el tamaño de agregado.

La capacidad de capturar y asegurar el almacenamiento de carbono en el suelo es función de la profundidad, textura, estructura, precipitación, temperatura, sistema agrícola y gestión del suelo, riego, técnica de labranza, intensidad del cultivo y aportes de nitrógeno al suelo. Atributos estructurales del suelo tales como el tipo de agregado, (Six et al., 2000), el tamaño, la estabilidad y la conformación de los “peds” (Linn et al., 1999, citado en Von Lütvow 2006), tienen influencia sobre la MOS. Six et al. (1999) encontraron una mayor estabilización del carbono en suelos no labrados debido a la gran cantidad de macroagregados.

La materia orgánica del suelo, y por lo tanto el carbono orgánico, tiene un efecto importante en la agregación de las partículas del suelo, existiendo una relación entre tamaño de los agregados y contenido de COS. Mientras mayor es el contenido de COS lábil, mayor es el tamaño de los agregados (Buyanovsky et al., 1994 citado en Von Lutvow, 2006). A su vez, los agregados de menor tamaño están asociados a la fracción altamente humificada (recalcitrante) con un período de residencia en el suelo mayor a siete años.

Algunos estudios han demostrado que la MO dentro de los agregados del suelo tiene un índice de descomposición inferior a la MO fuera de los agregados, y varios trabajos ya han evidenciado que la POM ocluida en los agregados tiene una tasa de turnover más lenta que la MO protegida por afiliación mineral. Además, los agregados de diferentes tamaños difieren en la diversidad y en la biomasa microbiana, lo que puede estar ligado a los diferentes grados de acumulación de carbono y el turnover en estas fracciones de tamaño.



6. METODOLOGIA DEL ENSAYO DE LABORATORIO

6.1 Descripción del área de estudio: localización y climatología.

El trabajo de laboratorio se ha llevado cabo en las instalaciones del Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario, Neiker-Tecnalia, en Derio (Vizcaya, País Vasco). Las muestras fueron recogidas de un huerto semillero localizado en el municipio del **Valle de Karrantza**.

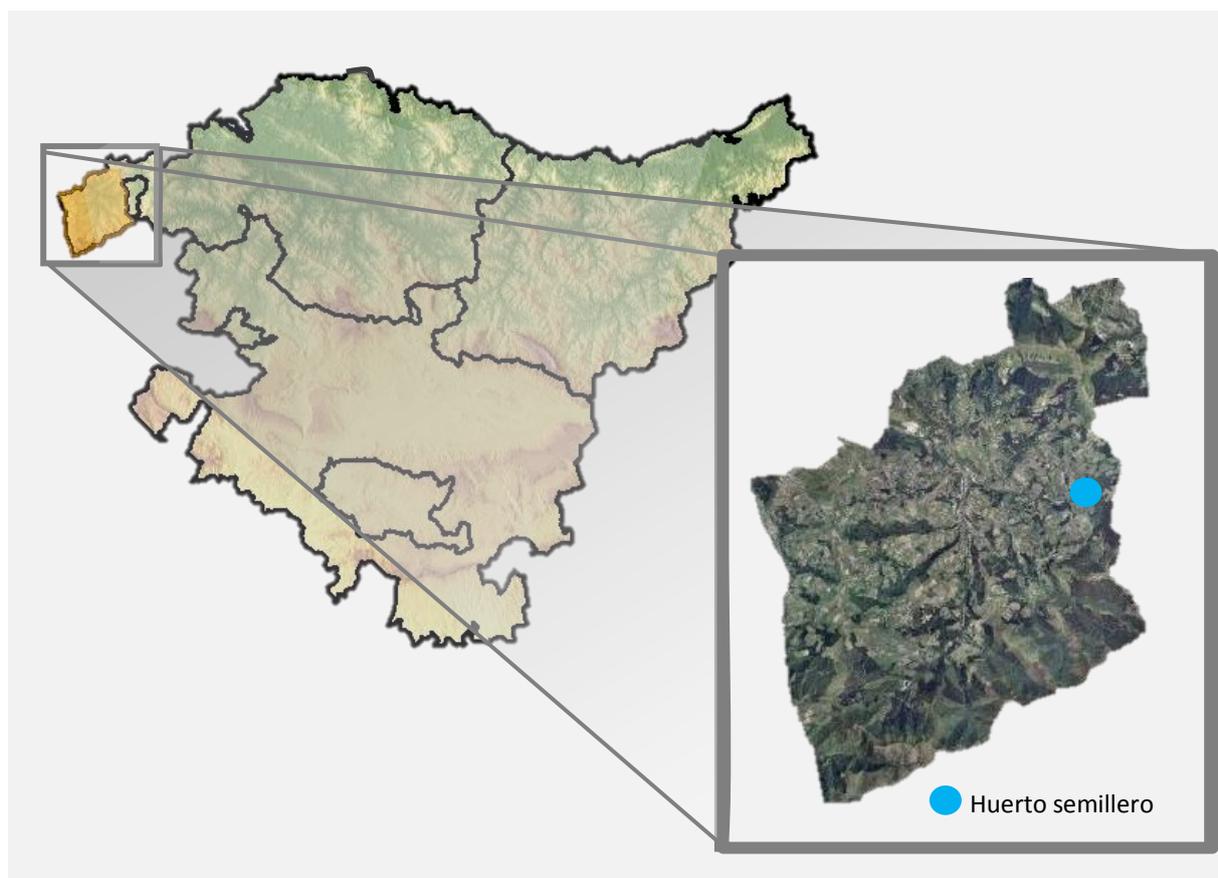


Figura 8. Mapa de la CAPV y ampliación del municipio del Valle de Karrantza. Fuente: Base Cartográfica de la CAPV

El Valle de Karrantza, corresponde al municipio más occidental y extenso de Vizcaya y está enclavado en un valle al oeste de la comarca de las Encartaciones. Este valle, se encuentra dentro del territorio climático de la vertiente atlántica presentando así un clima oceánico caracterizado por temperaturas moderadas (Euskalmet), encontrándose alrededor de los 7°C de media durante los meses de invierno y sin sobrepasar los 20° C en los meses de verano. En cuanto al régimen pluviométrico se puede decir que es estacional, con un máximo en el mes de noviembre y un mínimo situado en los meses de Junio y Julio. Las precipitaciones medias acumuladas durante el año rondan los 1100-1200mm (Anuario de la Diputación Foral de Bizkaia)¹¹.

¹¹ Para más información sobre datos climatológicos de la zona de ensayo, consultar pág.105 de los anexos.



6.2 Caracterización del huerto semillero objeto de estudio.



Figura 9. Localización de las parcelas. Fuente: Visor Geoeuskadi

6.2.1 Datos generales.

El huerto semillero utilizado para realizar el trabajo de campo, se instaló en 1996 con el objetivo de producir semillas de *Pinus radiata* de alta calidad genética. La finca se encuentra rodeada al Norte, Oeste y Sur por praderas, y al Este por un rodal de roble americano. Las plantaciones de pino más próximas se encuentran a una distancia aproximada de 300 m al Este. Actualmente los pinos que componen el huerto semillero tienen unos 20 años aproximadamente de madurez.

6.2.2 Litología

En cuanto a la litología de la zona de estudio, podemos observar según el mapa litológico detallado proporcionado por el EVE, que el huerto semillero se encuentra sobre un suelo del cretácico inferior albiense mediano¹² formado por **lutitas y areniscas** oscuras de grano muy fino.



Figura 10. Mapa litológico detallado de la zona de estudio. Fuente: EVE Cuadrante 60-IV 85-II

¹² Mirar figura 23 de los anexos.



6.2.3 Edafología

El análisis del suelo de la finca que se realizó con anterioridad a este estudio, revela que el suelo está caracterizado por una textura entre franco arcillosa y arcillosa gruesa¹³. En cuanto al análisis químico, tenemos un suelo bastante habitual en el entorno: pH bajo (entre 4,5 y 3,6), pobre en materia orgánica y en cuanto a nutrientes, fósforo inapreciable, bajos niveles de Nitrógeno, Potasio y Magnesio y alto porcentaje de saturación de Aluminio.

En la siguiente figura encontramos la tabla donde se representan las características edafológicas del suelo de la finca. El análisis edafológico se llevó a cabo por el centro Neiker-Tecnalia el 12/06/2000.

Suelo Karrantza	
Arena gruesa %	1.74
Arena fina%	47.46
Limo %	26.7
Arcilla %	24.11
Textura	Franco arcillosa
pH (1:2.5 agua)	4
Materia orgánica %	2.06
Nitrógeno total %	0.13
Fósforo Olsen, ppm	inapreciable
Calcio, meq/ 100 g	1.91
Magnesio, meq/ 100g	0.57
Potasio, ppm	68

Tabla 1. Informe edafológico del Huerto semillero de Karrantza. Fuente: Neiker-Tecnalia

6.3 Desarrollo experimental

El ensayo de laboratorio se basó en el estudio de los efectos de la aplicación de cenizas, en el modelo jerárquico de la agregación del suelo, bajo condiciones de laboratorio. Para ello, se llevó a cabo la siguiente metodología:

6.3.1 Toma de muestras y procesado.

En las parcelas de ensayo, se recogieron tres muestras al azar de los primeros 10 centímetros de suelo, tomando los gramos necesarios para realizar el ensayo de laboratorio (Imagen 1, a). Una vez recogidas las muestras, se esparcieron y se rompieron manualmente los agregados respetando en

¹³ Mirar figura 22 de los anexos: Triángulo textural según clasificación del USDA



todo momento sus planos de rotura naturales. Posteriormente se dejó secar al aire libre durante unos días (Imagen 1, b).



Imagen 1. (a) Recogida de muestras en las parcelas de Karrantza. (b) Secado de las muestras de suelo.
Fuente: propia

Una vez las muestras estuvieron secas, se llevaron al laboratorio donde con la ayuda de un molino de tierras FRITSCH-SOIL MILL, se tamizaron a 2mm, desechando las piedras de tamaño superior. Una parte de la muestra tamizada, se utilizó para el análisis de las propiedades fisicoquímicas básicas del suelo siguiendo procedimientos estándar (Carter. M. R. 1993. Soil sampling and methods of analysis).

El resto de muestra se hizo pasar por un tamiz de 250 μm manualmente para recuperar las fracciones de suelo correspondientes a microagregados (magg), arcillas (clay) y limos (silt). Los restos que no pasaron por el tamiz de 250 μm ; mayoritariamente MO y arena gruesa o muy gruesa¹⁴, fueron introducidos en un recipiente con agua. Por flotación, se retiraron los restos que se encontraban suspendidos en la superficie, que en su gran mayoría correspondían a restos vegetales como por ejemplo trozos de raíces, y se introdujeron en la estufa a 105°C durante 24 horas para evitar la germinación de semillas. Los restos que sedimentaron se volvieron a recoger y a pasar manualmente por un tamiz de 53 μm (granulometría correspondiente al tamaño de limos) y a continuación se añadieron al suelo tamizado a 250 μm y los que no pasaron, se llevaron de nuevo a la estufa, a 105°C donde se dejaron secar, junto con la MO recogida por flotación durante 24h.

Posteriormente, se sacó de la estufa, se dejó atemperar y la MO se volvió de nuevo a tamizar, ahora seca, a 250 μm , y junto con las arenas, se introdujeron en el recipiente donde se encontraba el suelo tamizado a 250 μm inicialmente. A continuación se mezcló bien todo durante unos minutos para obtener una muestra homogénea y representativa.

¹⁴Ver la tabla de clasificación granulométrica : tabla 9 de los anexos.



6.3.2 Determinación de la capacidad de campo

El concepto de capacidad de campo fue introducido en 1922 por Israelsen y West y corresponde al contenido de humedad de un suelo después de que haya sido saturado con agua y se haya dejado drenar el exceso, evitando pérdida por evapotranspiración hasta que el potencial hídrico del suelo se estabilice. O, tal y como lo describen Richards y Weaver, (1944), corresponde aproximadamente al contenido de agua que retiene una muestra de suelo saturada y luego sometida a una tensión de -0,33 bares.

Este parámetro pues, fue determinado para conocer el contenido de agua que podía retener nuestro suelo y así poder ponerlo a capacidad de campo a lo largo de toda la incubación y conservar su humedad hasta el proceso de fraccionamiento.

Para conocer dicha capacidad de campo, se utilizó la siguiente fórmula:

$$w_{cc} = \frac{W_{SH} - W_{SS}}{W_{SS}}$$

Donde W_{SH} es el peso de la muestra de suelo húmedo sometido a -0,33 bares de tensión y W_{SS} el peso de la muestra de suelo secada hasta peso constante a 105°C.

Así, se sometieron 4 réplicas de la muestra de suelo a -33KPa durante 72 horas a partir del método de la **olla a presión de Richards** (figura 11). Este método consiste en someter a una muestra de suelo una serie de presiones en una olla metálica conectada a un compresor. Cuando se iguala la presión que suministramos a la fuerza de succión, el agua sale del suelo y la muestra queda a capacidad de campo

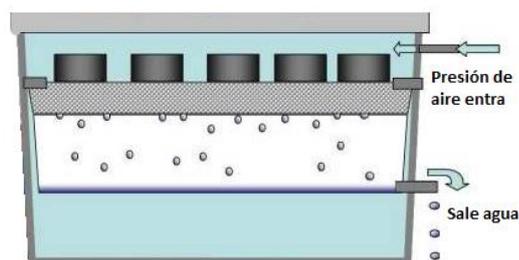


Figura 11. Funcionamiento de la olla a presión de Richards.
Fuente: adaptado de R. Weill (Pearson education).



Para ello, se rellenaron los anillos de retención de muestra alterada y se colocaron sobre una placa porosa¹⁵, que se había saturado previamente de agua. Por último se introdujo la placa porosa dentro de la olla de Richards y, se aplicó presión lentamente hasta -33 kPa. Esta presión se mantuvo durante 72 horas asegurándonos de que no se observara salida de agua por el tubo de descarga. Luego se sacaron las muestras húmedas y se pesaron obteniendo así los pesos húmedos. A continuación se introdujeron en la estufa a 105°C y se secaron durante 24 horas. Después, se volvieron a pesar y se determinó la capacidad de campo.

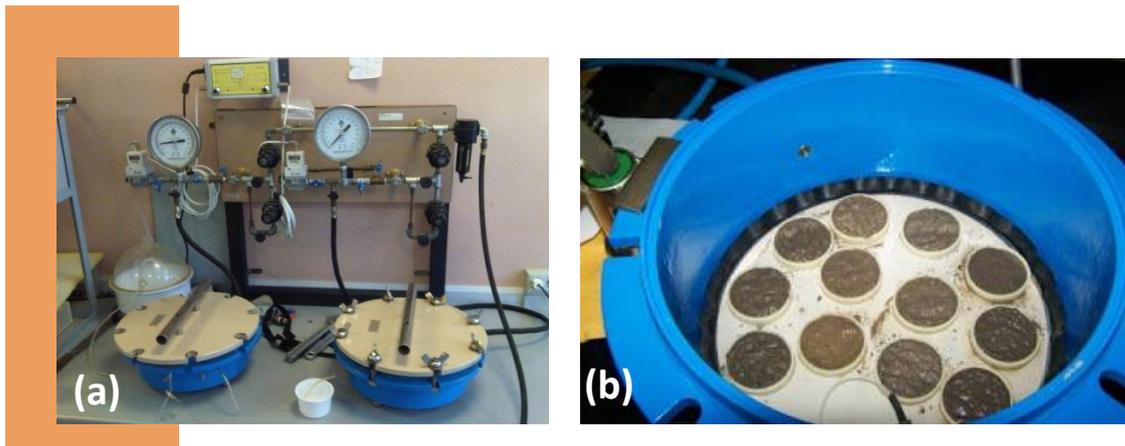


Imagen 2. (a) Equipo de Richards. (b) Anillos de retención con las muestras de suelo.
Fuente: propia

6.3.3 Tratamientos y determinación de las dosis de ceniza.

Para poder entender las dosis de ceniza aplicada para cada uno de los tratamientos seleccionados, se debe explicar previamente de una forma resumida, el proceso de creación de las parcelas (ensayo de campo), el cual se encuentra ampliamente descrito en el Capítulo II.

El ensayo de campo se basó en el establecimiento de una infraestructura (parcelas de monitorización) para la evaluación del impacto climático y el análisis de los efectos de la aplicación de una práctica silvícola, basada en la reutilización de residuos forestales provenientes de la quema de biomasa (biochar y cenizas). Así pues, el ensayo consistió básicamente, en la elaboración de 63 parcelas donde se les aplicó a cada una de ellas, diferentes concentraciones de biochar y ceniza, para la posterior monitorización y análisis de los efectos que tienen estos productos orgánicos, sobre las funciones del suelo a largo plazo.

¹⁵ La placa es porosa ya que de esta manera permite dejar pasar el agua de la muestra pero a la misma vez retiene la presión del aire aplicado en la superficie de la placa.



Así pues, se utilizó por un lado biochar y biochar con nitrógeno importado desde suiza por la empresa *Swiss Biochar Sàrl*, y por otro lado, cenizas de madera provenientes de una planta de producción de energía a partir de biomasa localizada en Durango, perteneciente al grupo *Smurfit Kappa* (empresa que se dedica a la fabricación de papel y embalajes de cartón ondulado).

La empresa encargada de suministrar el biochar, recomendaba una dosis máxima de 10 toneladas de biochar por hectárea¹⁶. Así pues, a partir de esta recomendación y de las dosis utilizadas en estudios anteriores, nuestro equipo decidió los siguientes tratamientos:

BIOCHAR	
B2)	2 TONELADAS DE CARBONO/HA de biochar
B10)	10 TONELADAS DE CARBONO/HA de biochar
BN)	10 TONELADAS DE CARBONO/HA de biochar activado con 0,8% de Nitrógeno

CENIZAS	
C2)	Cantidad equivalente de CALCIO en cenizas respecto al tratamiento B2
C10)	Cantidad equivalente de CALCIO en cenizas respecto al tratamiento B10
CN)	Cantidad equivalente de CALCIO en cenizas con N activadas respecto al tratamiento BN

TRATAMIENTO CONTROL	
CC)	Ninguna enmienda

Tabla 2. Tratamientos empleados en las parcelas de ensayo y en el trabajo de laboratorio. Fuente: propia

Así pues, se decidió que hubieran 3 tipos de tratamientos tanto para el biochar como para las cenizas, más un tratamiento control.

Tal y como se observa en la tabla 2, todos los tratamientos de ceniza han sido calculados respecto a la cantidad equivalente de calcio de su tratamiento homólogo de biochar. La explicación de esto recae en que los suelos con niveles de calcio y magnesio relativamente altos, en comparación al sodio, tienen

¹⁶ . En pruebas científicas se ha observado que al aumentar estas cantidades hasta 140 t por hectárea, el suelo no se resentía (*Swiss Biochar Sàrl*). Sin embargo, para evitar riesgos y abaratar costos, nuestro equipo decidió que lo mejor era moderar las cantidades y que 10 t/ha fuera la dosis máxima.



una gran competencia por formar uniones con las arcillas. Esto permite que las partículas puedan acercarse bastante para cohesionarse y formar agregados (Krupenikoz, Boicean and Dent, 2011.)

Así, se puede decir, que dichos minerales, especialmente el calcio, son los que tienen un papel más importante en la participación de la agregación y estructuración del suelo.

Para determinar las diferentes cantidades de ceniza de cada uno de los 3 tratamientos, se utilizó esta premisa como punto de partida, y se determinó la relación de calcio para la ceniza y el biochar, y del mismo modo, para la ceniza y el biochar-N. Esto se hizo a partir de las cantidades de biochar que se utilizaron para los 3 tipos de tratamiento (10 toneladas carbono/ha para los tratamientos B10 y BN y 2 toneladas carbono/ha para el tratamiento B2), que estaban previamente establecidas. Así, todas las cantidades de ceniza empleadas en los tratamientos C10, C2 Y CN¹⁷, tuvieron que calcularse en base a estas relaciones.

A continuación, se presenta en la siguiente tabla, la composición en g/kg de los principales elementos que encontramos en los tres tipos de carbón importados (Biochar, Biochar-N activado y Cenizas):

ELEMENTOS	CENIZA	BIOCHAR	N-BIOCHAR
P (g/kg)	1.26	1.58	1.23
Ca (g/kg)	47.08	18.81	12.48
Mg (g/kg)	3.22	1.92	1.83
Na (g/kg)	2.02	0.81	0.55
K (g/kg)	13.47	12.18	8.95
Al (g/kg)	37.75	2.07	2.16
Cu (mg/kg)	38.9	13.5	10.4
Zn (mg/kg)	223.6	67.8	44.2
Fe (mg/kg)	19619.2	2531.5	2187.7
Mn (mg/kg)	682.7	196.1	168.6
Cd (mg/kg)	2.12	0.15	0.13
Pb (mg/kg)	24.2	0.0	0.0
Cr (mg/kg)	172.0	79.9	97.5
Ni (mg/kg)	82.9	32.6	25.5

Tabla 3. Concentración en g/kg de los macronutrientes, micronutrientes y metales pesados en ceniza, biochar y N-biochar. Fuente: Determinación llevada a cabo por el equipo de Neiker-Tecnalia.

¹⁷ A diferencia del biochar con N activado que vino directamente preparado de serie, las cenizas con N activadas se tuvieron que elaborar bajo condiciones de laboratorio considerando que, a cada 100 g de ceniza le correspondían 3.16 g de nitrato amónico. Todo esto se tuvo en cuenta a partir de la relación Biochar-Nitrógeno para el tratamiento BN.



Según la tabla anterior, las diferentes relaciones entre la ceniza y los dos tipos de biochar, fueron las siguientes:

Relación Calcio ceniza/biochar	2.5
Relación Calcio ceniza/N-biochar	3.8

Tabla 4. Relación Ca para ceniza/biochar para ceniza/N-biochar. Fuente: propia

Después de observar dichas relaciones, decide establecer una relación de Ca muy aproximada (tendiendo a la baja) de 2:1 para la ceniza y biochar. Así, para determinar la cantidad de ceniza que se debe aplicar en cada uno de los 3 tratamientos, simplemente basta con dividir la cantidad previamente establecida de biochar por 2.

6.3.4 Preparación de los anillos y proceso de incubación.

Después de la determinación de las dosis, se prosiguió a preparar los anillos para la incubación.

Cada uno de estos anillos contenía parte del suelo tamizado más la cantidad de ceniza correspondiente a cada uno de los 4 tratamientos, para así, posteriormente ponerlos a incubar. Para ello se utilizaron 60 anillos de acero inoxidable de 5 cm de diámetro y 2,5 de profundidad, en los cuales se introdujo 30 g del material tamizado de nuestro suelo más la cantidad de cenizas correspondiente a cada uno de los 4 tratamientos.

Las cantidades de ceniza se determinaron a partir de las de biochar. Así, como se ha explicado anteriormente, la relación Biochar-Ceniza era de 2:1 y por lo tanto, los gramos de ceniza aplicados en cada tratamiento, fueron resultado de dividir los gramos de biochar de cada uno de los tratamientos por 2.

La composición de los diferentes tratamientos fue la siguiente:

TRATAMIENTOS INCUBADOS	COMPOSICIÓN
CENIZAS 2 (C2)	30 g de suelo tamizado+ 0.22 g de ceniza
CENIZAS 10 (C10)	30 g de suelo tamizado + 1.08 g de ceniza
CENIZAS-N (CN)	30 g de suelo tamizado + 1.04 g de ceniza-N activada
CONTROL (CC)	30 g de suelo tamizado

Tabla 5. Composición de los diferentes tratamientos de ceniza. Fuente: propia



La tierra colocada en el anillo fue sostenida sobre una malla de nylon de 53 μm de luz y compactada a una densidad aparente aproximada a $1,2 \text{ g/cm}^3$. Eso se hizo ya que en condiciones reales, la densidad aparente en los primeros 40 cm de suelo suele ser de $1,2 \text{ g/cm}^3$, así que la función de la malla es mantener una transferencia de oxígeno y agua a través de los poros muy aproximada a la real.

Así pues, se fabricaron los 60 anillos (4 tratamientos x 3 repeticiones x 5 tandas de fraccionamiento) y se pusieron a incubar a 25°C (Imagen 3).



Imagen 3. (a) Los 60 anillos con los diferentes tratamientos listos para poner a incubar. (b) Imagen de uno de los anillos con más detalle. (c) Frasco de incubación con el anillo. (d) Estufa termostatazada con los frascos. Fuente: propia

6.3.5 Determinación de la respiración del suelo

Los microorganismos que se encuentran en las muestras de suelo consumen O_2 y liberan CO_2 . Así pues, era necesario abrir los tarros de vidrio cada ciertos días de modo que la concentración de oxígeno dentro de los frascos no fuera inferior al 10% (Paul and Clark, 1996).

En nuestro caso, los frascos de incubación tenían un volumen de 500ml, y en este aire el 20% es oxígeno (es decir 100ml de oxígeno), por lo que para estar por encima del 10% de concentración de oxígeno, se necesitaba que el consumo de oxígeno o producción de CO_2 en los frascos fuera inferior a



50 ml. Así, después de realizar las diferentes determinaciones, se comprobó que el volumen de O₂ consumido a los tres días no superaba los 30ml , así que se decidió abrir los botes cada 3 días.

6.3.6 Proceso de incubación

Así pues, los 60 anillos se incubaron durante 92 días y se decidió que el total del periodo de incubación se dividiera en 5 tandas, que fueron las siguientes:

abril							mayo							junio								
<i>l</i>	<i>m</i>	<i>m</i>	<i>j</i>	<i>v</i>	<i>s</i>	<i>d</i>	<i>l</i>	<i>m</i>	<i>m</i>	<i>j</i>	<i>v</i>	<i>s</i>	<i>d</i>	<i>l</i>	<i>m</i>	<i>m</i>	<i>j</i>	<i>v</i>	<i>s</i>	<i>d</i>		
						1		1	2	3	4	5	6							1	2	3
2	3	4	5	6	7	8	7	8	9	10	11	12	13	4	5	6	7	8	9	10		
9	10	11	12	13	14	15	14	15	16	17	18	19	20	11	12	13	14	15	16	17		
16	17	18	19	20	21	22	21	22	23	24	25	26	27	18	19	20	21	22	23	24		
23	24	25	26	27	28	29	28	29	30	31	25	26	27	28	29	30						
30																						

Figura 12. Tabla de tiempos de incubación, 2012. Fuente: propia

La incubación empezó el 26 de marzo y se dejó un tiempo suficiente (28 días) antes del primer fraccionamiento, para permitir la formación de nuevos agregados (Bossuyt et al.,2001). De esta manera, se retiraba un set de 12 anillos (4 tratamientos x 3 repeticiones) cada 14-20 días para realizar, por una parte, el proceso de fraccionamiento, siguiendo una adaptación del modelo de fraccionamiento de SOM propuesto por Six et al. (2002), y por la otra parte, la determinación del carbon orgánico total de cada uno de los anillos incubados.

6.3.7 Proceso de fraccionamiento

El fraccionamiento físico del suelo se realizó mediante un proceso de tamizado en húmedo de acuerdo con Elliot (1986).

El objetivo fue separar los agregados estables de diferente tamaño y las partículas primarias del suelo de las muestras incubadas según la clasificación granulométrica de la tabla siguiente:

Partículas	Tamaño
Macroagregados grandes (LMagg)	>2000 µm
Macroagregados (Magg)	2000-250µm
Microagregados (magg)	250-53µm
Limos (Silt)	53-2 µm
Arcillas (Clay)	<2µm

Tabla 6. Clasificación granulométrica de las partículas del suelo. Fuente: propia



La nomenclatura que se utilizará de ahora en adelante para nombrar a cada tipo de partícula, se encuentra escrita entre paréntesis en la Tabla 6.

El proceso de fraccionamiento se llevó a cabo con un **equipo de tamizado en húmedo Eijkelkamp®**.



Imagen 4. Aparato de tamizado en húmedo Eijkelkamp® con su batería de tamices de 2mm, 250 μm y 53 μm .
Fuente: propia

Este aparato es usado para determinar la estabilidad de los agregados del suelo, es decir, la resistencia de la estructura del suelo ante fuerzas destructivas mecánicas o físico-químicas. Así, el principio operativo del aparato, se basa en que la estabilidad en agua de los agregados, se determina basándonos en el principio de que los agregados inestables; al sumergirse en agua se rompen mucho más fácilmente que los agregados estables.

Nuestro objetivo, tal y como hemos comentado anteriormente, ha sido únicamente el fraccionamiento del suelo en agregados estables, así que el procedimiento que se utilizó, fue exactamente el que se describe a la hora de estudiar la estabilidad de un suelo.

Los pasos que se llevaron a cabo, se realizaron para cada uno de los 60 anillos incubados.



Éstos, fueron los siguientes:

1. Se cogió la pastilla de suelo incubada y se dividió en tres partes: 16 gramos se utilizaron para realizar el fraccionamiento, otra parte sirvió para determinar la humedad relativa del suelo y el resto se llevó a la nevera para su conservación.
2. A continuación, se cogieron los 16 g de suelo incubado, se desmenuzaron manualmente respetando los planos de ruptura naturales y se repartieron entre 4 tamices de 2000 μm cada uno (Imagen 5) .
3. Se colocaron los tamices de 2000 μm dentro de los orificios correspondientes del aparato de tamizado húmedo Eijkelkamp®, y justo debajo de cada uno de ellos, los vasos de inmersión, numerados.
4. A continuación, el soporte de los tamices se colocó en posición de trabajo, moviendo el eje hasta el segundo agujero y después, dichos tamices se rellenaron con agua destilada por los orificios espaciales para ello, hasta que el agua cubría la totalidad del suelo .
5. El suelo se dejó sumergido en agua durante 10 minutos, y una vez pasados, se puso en marcha el motor aplicando el modo "3 minutes" y se dejó agitar durante un tiempo de $3\text{min} \pm 5\text{s}$ y realizando el eje un recorrido de 1.3 cm.
Con dicha agitación, se conseguía que los agregados estables en agua de más de 2000 μm , se quedaran en el tamiz, y los agregados estables de menor medida, pasaran al vaso de inmersión.
6. Después del agitado, se recuperaron los agregados estables que quedaron en el tamiz y se llevaron a la estufa a 50°C durante 24h .
7. Los orificios del soporte del aparato Eijkelkamp®, se rellenaron de nuevo con una nueva batería de tamices, ahora de 250 μm , y 4 nuevos vasos de inmersión colocados debajo de los nuevos tamices.
8. Así, el agua que había quedado retenida en los vasos de inmersión anteriores se volvió a pasar por los tamices, ahora de 250 μm , procurando que los vasos quedasen limpios en todo momento.
9. Se volvieron a repetir los procesos 4 y 5, y se hizo de nuevo lo mismo con la última batería de tamices de 53 μm .





Imagen 5. (A) División de la pastilla de muestra por la mitad. (B) Rotura manual de los agregados del suelo de 16g de pastilla respetando los planos de rotura. (C). Repartición de los 16g de suelo entre 4 tamices de 2mm (D). Proceso de agitación con el aparato de tamización en húmedo Eijkelkamp©. Fuente: propia

6.3.8 Recuperación de limos y arcillas

En el proceso de tamizado en húmedo, a la hora de recuperar los limos y las arcillas , se introducía en botes de centrifugado todo el agua que quedaba en los 4 vasos de inmersión, después de realizar el último fraccionamiento del proceso, es decir, el que se realizaba con el tamiz de 53 μm . Teníamos pues en los botes, tanto limos como arcillas, ya que el tamaño de ambos tipos de partículas es menor de 53 μm . Para separar los limos de las arcillas, se realizaron dos tipos de centrifugaciones, el tiempo de las cuales se calculó mediante la **Ley de Stokes**:

$$v_g = \frac{d_p^2(\rho_p - \rho_L)g}{18\mu} \quad \longrightarrow \quad t = \frac{18nh}{g \cdot (\rho_s - \rho_l) \cdot d^2}$$

Donde **t** = tiempo de centrifugación, **n** = la viscosidad del medio, **h** = la altura del líquido en el bote de centrifugación, **g** = fuerza gravitacional , **ρ_s** = densidad de la partícula, **ρ_l** = densidad del líquido y **d**= diámetro de la partícula .



Para asegurarnos de que el tiempo de centrifugación de las arcillas era el correcto y su diámetro no superaba los 45 µm, se utilizó un embudo Büchner conectado a un kitasato y a una bomba de vacío, al que se le colocó un filtro de 45 µm y se le añadió el agua procedente de un bote de centrifugación donde se encontraba la solución de arcillas con agua. Después de filtrarse toda el agua, se comprobó que las partículas de arcilla se depositaban sobre la superficie del filtro y el agua filtrada restara limpia de partículas.

Así pues, para recuperar los limos, se centrifugaron los botes a **50 g durante 4-6 minutos**, dependiendo de la cantidad de agua que tuviera cada uno. Después de la centrifugación, los limos quedaron sedimentados en la base de los botes, así que se decantó el agua traspasándola a nuevos botes de centrifugación, y los limos sedimentados se llevaron a la estufa a 50° C durante 2 o 3 días .

Ahora en los nuevos botes de centrifugación se encontraba el agua decantada con la fracción de las arcillas, las cuales se centrifugaron a **2000 g durante 11-13 minutos** dependiendo de la cantidad de agua. Después se desechó el agua de los botes con mucho cuidado de no desplazar las arcillas de la base, y posteriormente se llevaron de nuevo a la estufa donde se secaron durante 2 o 3 días a 50° C. Una vez se evaporó el agua de los botes, se recuperaron ambas fracciones.

6.3.9 Distribución de la medida de los agregados. Balance de masas.

Una vez realizado el proceso de fraccionamiento y recuperación de los agregados estables, se prosiguió a hacer el balance de masas. Para ello, en primer lugar, se obtuvieron los pesos en seco de los 16g de suelo que se utilizaron en cada tanda de fraccionamiento. Los pesos obtenidos, fueron resultado de aplicar la siguiente fórmula:

$$peso\ seco = \frac{peso\ húmedo \cdot (100 - \% humedad)}{100}$$

A continuación, se sumaron todas las fracciones de agregados de cada una de las tandas. Los recipientes que recogían las fracciones de **LMagg, Magg y magg** se habían pesado anteriormente, así que al peso de cada recipiente con su fracción correspondiente, se le restó el peso del mismo recipiente pesado anteriormente; de esta manera supimos el peso de cada fracción. Lo mismo ocurrió con las fracciones **silt y clay** que se encontraban en botes de centrifugación.

Así pues, se obtuvo el % de agregados estables en agua, entre las diferentes fracciones, calculado respecto el peso inicial de la muestra.



6.3.10 Determinación del carbono orgánico total.

La determinación de la concentración de carbono orgánico total para cada una de las fracciones y para cada periodo de incubación, se hizo siguiendo el protocolo específico de calidad establecido por Neiker, que utiliza el método de **oxidación por vía húmeda** y utilizando como documentación de referencia:

- NELSON D.W. and SOMMERS L.E. Total carbon, organic carbon and organic matter. *Methods of soil analysis*. Part 3. Chemical methods. SSSA and ASA. Madison USA.
- APHA, WWA, WPCF. Requerimiento de oxígeno químico (ROQ). *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. 1992. Ed. Días de Santo.

Este método utiliza una mezcla de dicromato y ácido sulfúrico como agentes de oxidación junto con aplicación de calor para acelerar y completar la reacción. La ventaja de este método recae en la rapidez y en el equipamiento mínimo que requiere. Además, ha parecido ser el método más adecuado para suelos con bajo contenido de COS (< 15%) . Si bien, se debería aplicar un factor de corrección en los resultados que puede variar entre 1.16 y 1.59 para diferentes variedades de suelo, en nuestro caso no es necesario ya que la aplicación de calor mejora la oxidación del carbono total, proporcionando valores cercanos al 100% (Bisutti et al., 2004, citado en Rodeghiero, M et al., 2009).

Este procedimiento se basó en **la determinación colorimétrica del contenido en carbono orgánico oxidable** de las 60 muestras de suelo con o sin tratamiento incubadas. Así, tal y como hemos explicado, en nuestro caso, por tal de asegurar una buena recuperación de la MO del suelo, la oxidación se realizó a una temperatura de 150°C.

Para llevarlo a cabo, se siguió el siguiente procedimiento:

1. Identificar los tubos de tapón roscado que se van a utilizar y ordenarlos en la gradilla. Encender los bloques termostáticos y ajustarlos a 150 °C.
2. Pesar alrededor de 100 mg de cada una de las fracciones que fueron fraccionadas (ahora secas) en dichos tubos, anotando el peso con precisión de 0.1 mg (Pm) y luego añadir 1ml de agua a cada uno.
3. Preparar los tubos para el calibrado normal pipeteando, respectivamente, los siguientes volúmenes de solución estándar de sacarosa (5 g de CORG/l): 0, 50, 100, 300, 600 y 1000µl, completando hasta 1 ml con agua. Los tubos de la recta de calibrado



corresponden, respectivamente, a las siguientes cantidades de CORG: 0, 0.25, 0.5, 1.5, 3 y 5 mg (Tabla 7).

[sacarosa] (mg de CORG)	Solución estándar de sacarosa (5g CORG/l) (μ l)	Agua (μ l)
0	-	1000
0.25	50	950
0.50	100	900
1.50	300	700
3.00	600	400
5.00	1000	-

Tabla 7. Cantidades para preparar la recta de calibrado de CORG. (Volumen final: 1ml).
Fuente propia

4. Añadir tanto a los tubos con muestra como a los de la recta de calibrado, 6ml de reactivo para C orgánico de suelos (previamente fabricado). Luego, cerrar los tubos (con cuidado de no quemarse), agitarlos en un agitator e introducirlos en el bloque termostático durante 60 min, a 150°C, agitándolos a los 30min.
5. Trascorridos 60 minutos, sacar los tubos del bloque termostático, colocarlos en una gradilla y introducirla en agua muy poco a poco a temperatura ambiente para enfriarlos, unos 10 min.
6. Una vez enfriados los tubos, agitarlos en un agitator (para homogeneizar perfectamente el agua condensada en las paredes interiores que ha quedado en la superficie de la digestión), desenroscar la tapa y colocarlos en la centrifugadora.
7. Centrifugar los tubos durante 3 min a 3500 rpm, y luego extraerlos de la centrifugadora con cuidado de no mezclar la parte sedimentada con el líquido.
8. Después de esto, llevar toda la gradilla al espectrómetro y medir la absorbancia a 605 nm de cada una de las muestras centrifugadas y de los estándares, haciendo cero con un tubo lleno de agua. Para realizarlo, se tuvo en todo momento cuidado de que el tubo de aspiración no llegase al fondo y aspirase los sedimentos. Además, al ser un fluido muy denso, el tiempo de aspiración se subió hasta 15 segundos.



6.3.10.1 Cálculo del contenido en carbono orgánico

A partir de la curva de calibrado de sacarosa (ejemplo de la figura 13), se obtiene la ecuación que relaciona la absorbancia (A_{605}) con la concentración de CORG en mg.

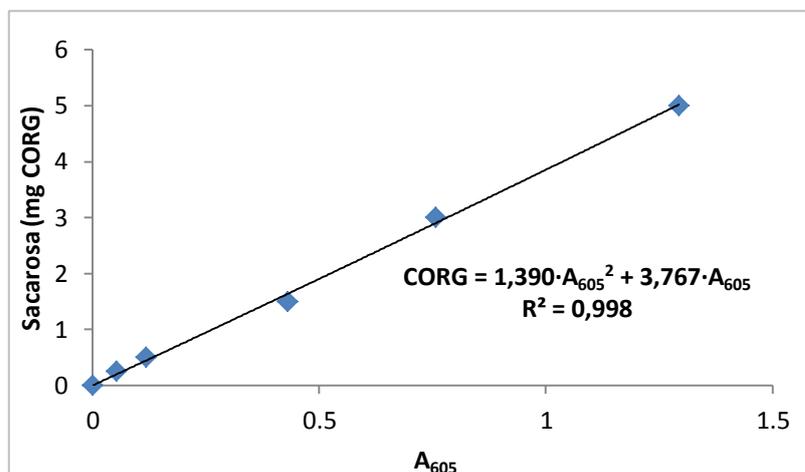


Figura 13. Ejemplo de recta de calibrado de la sacarosa. Ecuación que relaciona la absorbancia con la concentración de CORG en mg. Fuente: propia

El contenido en CORG de un suelo en %, sobre peso de suelo secado al aire y sobre peso seco, se calculan respectivamente de la siguiente forma:

$$CORG (\%) = \frac{CORG (mg)}{Pm (mg)} \cdot 100$$

$$CORG (\% \text{ sobre PS}) = \frac{CORG (\%)}{(PS / 100)}$$

Dónde:

CORG: Contenido en carbono orgánico (en mg en el tubo, en % sobre suelo secado al aire o en % sobre peso seco)

Pm: Peso de suelo secado al aire (mg).

PS: Peso seco del suelo a 103 °C (%).



6.3.11 Determinación del stock del COS.

El Stock de C orgánico en el suelo fue calculado para todas las fracciones multiplicando el porcentaje de fracción que encontramos en el balance de masas por la concentración total de carbono orgánico oxidable de cada fracción.

6.3.12 Análisis de datos

El análisis estadístico de los resultados se llevó a cabo con el programa StatView[®] versión 5.0.1, Institute Inc, 1998. Para ello se utilizó el análisis de varianza ANOVA de medidas repetidas, con el fin de determinar las diferencias significativas entre los diferentes tratamientos y entre los periodos de incubación. Se han comparado las medias de los tratamientos, y los análisis post-hoc fueron realizados mediante el test de Fisher. Los resultados significativos están basados en un nivel de probabilidad de $p= 0.05$.



7. RESULTADOS

7.1 Dinámica de agregación del suelo tras la aplicación de cenizas.

Los resultados obtenidos después del protocolo de fraccionamiento fueron aceptables en términos de balance de masas. Se estableció un criterio de aceptabilidad del 12%. Así pues, el promedio de recuperación fue satisfactorio para las cinco tandas de fraccionamiento, que fueron respectivamente: $104.7 \pm 4.2\%$, $106.7 \pm 5.4\%$, $107.41 \pm 1.9\%$, $104.6 \pm 3.4\%$ y $105.2 \pm 2.8\%$.

La figura 14 representa la evolución del porcentaje de las fracciones LMagg, Magg, magg, silt y clay a lo largo de todo el periodo de incubación para los cuatro tipos de tratamiento. Se puede observar que con la aplicación de diferentes dosis de ceniza en el suelo se obtuvieron dinámicas de agregación también diferentes.

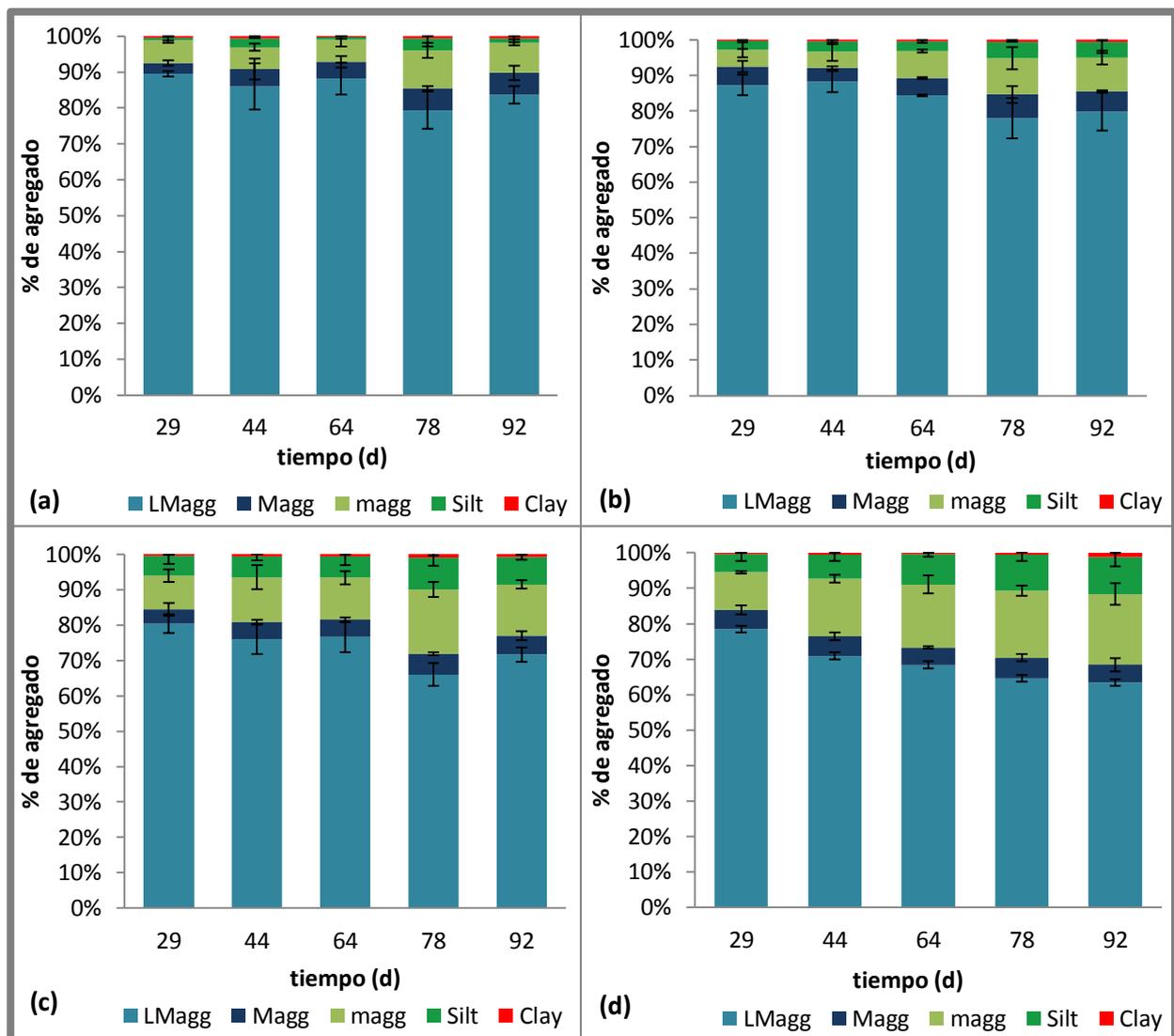


Figura 14. Distribución del porcentaje de cada tamaño de agregado del suelo a lo largo de todo el periodo de incubación, para los tratamientos CC (a), C2 (b), C10 (c) y CN (d).



El análisis estadístico muestra que no hay diferencias significativas entre la cantidad de **LMagg** que se encuentra en C10 y la que se encuentra en CN y del mismo modo, entre la cantidad de LMagg en CC y la que encontramos en C2. Así pues, se observa que en los tratamientos CC;C2¹⁸, la cantidad de LMagg es superior que en C10;CN para todo el periodo de incubación. Asimismo, se observa una disminución en el porcentaje de LMagg para los cuatro tratamientos desde el día 29 al 78. El porcentaje de LMagg para CC;C2 se encuentra entre un 75 y un 92%, mientras que para C10;CN va de un 63 a un 80%. Sin embargo, cabe señalar que la mayor disminución de la proporción de LMagg durante todo el periodo de incubación, es observada en el tratamiento CN, que pasa de un $78.5 \pm 2.3\%$ el día 29 a un $64.6 \pm 0.9 \%$ el día 92.

En relación al porcentaje de **Magg**, el análisis estadístico muestra que no hay diferencias significativas entre tratamientos. Sin embargo, se observa una ligera tendencia de aumento en la proporción de Magg con el tiempo para los cuatro tipos de tratamiento.

Para la proporción de **magg** todos los tratamientos muestran diferencias significativas entre ellos menos entre CC y C2. La cantidad de magg en CN es superior a lo largo de todo el periodo de incubación a la cantidad de magg en C10 seguido de CC;C2. Se observa un aumento significativo de la proporción de magg a lo largo del tiempo para CN, pasando de un $10.5 \pm 0.4 \%$ en el d 29 a un $20 \pm 3\%$ al final de la incubación. En C10, la cantidad de magg se duplica de un $9.5 \pm 1.8\%$ a un $18.1 \pm 2.1\%$ del d 29 al 78, pero a partir de aquí disminuye hasta un $14.4 \pm 1.2\%$. Para los tratamientos CC;C2, se observa un aumento pasando respectivamente de un $6.4 \pm 1.0\%$ a un $10.7 \pm 2.2\%$ y de un $4.7 \pm 2.1\%$ a un $10.1 \pm 3.1\%$ la cantidad de magg desde el d 29 hasta el 78, y disminuyendo ligeramente al final de la incubación.

En relación a la fracción **silt**, el análisis estadístico muestra diferencias significativas entre los tratamientos menos entre CN y C10. Se observa un incremento en la cantidad de silt para todos los tratamientos desde el día 29 hasta el final de la incubación. No obstante, la cantidad de silt en C10; CN es mayor que la cantidad observada en CC y C2 a largo de toda la incubación

Finalmente, para la fracción **clay**, el análisis estadístico muestra que no hay diferencias significativas entre tratamientos. No obstante, se puede intuir un incremento en la cantidad de clay para todos los tratamientos desde el día 29 hasta el final de la incubación.

¹⁸ Los pares de tratamientos que no presentan estadísticamente diferencias significativas, se representan separados por un punto y coma formando así un único grupo, tal y como se observa en el siguiente ejemplo: T1; T2 , donde T1: tratamiento 1 y T2: tratamiento 2.



7.2 Distribución del C orgánico en las diferentes fracciones de agregados.

Los resultados de la concentración de C orgánico en las fracciones LMagg, Magg, magg y silt a lo largo de todo el periodo de incubación están representados en la Figura 15.

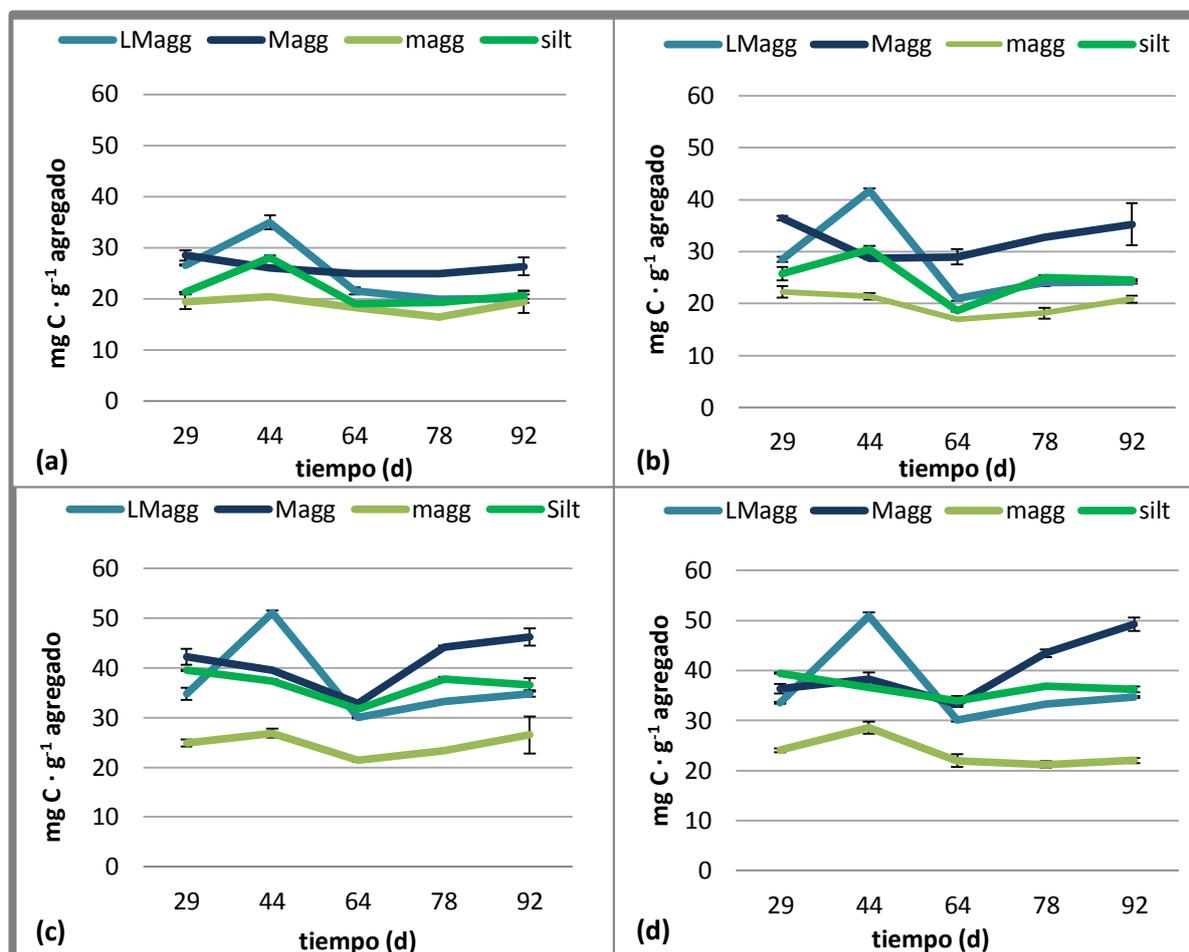


Figura 15. Evolución de la concentración de C orgánico en cada tamaño de agregado (LMagg, Magg, magg, silt) a lo largo del periodo de incubación, para el tratamiento CC (a), C2 (b), C10 (c) y CN (d). Fuente: propia

El análisis estadístico muestra que hay diferencias significativas entre los tratamientos, menos entre C10 y CN para las fracciones LMagg y silt, y menos entre C10 - CN y entre CC - C2 para Magg y magg. En general, las mayores diferencias se observan entre el grupo CC -C2 y el grupo C10-CN. Esto significa que la dosis de ceniza, al igual que en la dinámica de agregación, ha tenido efectos sobre la concentración de C orgánico en los agregados; a más dosis, más concentración de C encontramos en las diferentes fracciones (concentraciones que van de un 16.5 ± 0.2 mg C · g⁻¹ de agregado a un 41.7 ± 0.5 mg C · g⁻¹ de agregado según fracción para los tratamientos CC y C2, y concentraciones que van de un 21.2 ± 0.6 mg C · g⁻¹ de agregado a un 51.1 ± 0.5 mg C · g⁻¹ de agregado para CN;C10).



La concentración de C orgánico en **LMagg** fue mayor a lo largo de toda la incubación en los tratamientos C10;CN que en C2 seguido de CC. La concentración de C orgánico en C10;CN presenta un fuerte aumento en las primeras etapas de la incubación: pasando de un $34.8 \pm 1.2 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de LMagg el d 29 a un $51.1 \pm 0.5 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de LMagg el d 44 y de un $33.5 \pm 0.2 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de LMagg a un $51.0 \pm 0.8 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de LMagg respectivamente, y disminuyendo aproximadamente un 2% del d 44 al 64. A partir del d 64 vuelve a aumentar ligeramente hasta el último día de incubación. El pico de crecimiento que se observa del d 29 al 44 para C10;CN, también se observa en los tratamientos CC y C2 aunque con una concentración de C orgánico menor en ambos casos.

El análisis estadístico muestra que la concentración de C orgánico en **Magg** fue mayor a lo largo de toda la incubación en los tratamientos C10;CN que en CC;C2. Para CC;C2 se observa un descenso desde el d 29 al 64 que va de un $28.5 \pm 1.0 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de Magg a un $24.9 \pm 0.4 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de Magg y de un $36.5 \pm 0.5 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de Magg a un $29.0 \pm 1.5 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de Magg respectivamente, además, se observa un ligero aumento a partir del d 64 para ambos casos. Para C10;CN se da una tendencia completamente distinta, la concentración C orgánico decrece del día 29 al 64 alcanzando valores muy bajos, para después volver a aumentar y alcanzar valores más altos que al principio.

De nuevo, la concentración de C orgánico en los **magg** fue mayor para todo el periodo de incubación en los tratamientos C10;CN que en CC;C2. Así pues, al igual que en los LMagg, los magg que se encuentran en las muestras con tratamiento C10;CN, vuelven a presentar un aumento de la concentración de C orgánico desde el d 29 al 44, con un máximo que se encuentra entorno al $26.9 \pm 0.9 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de magg y al $28.5 \pm 1.2 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de magg respectivamente. Luego vuelve a disminuir del d 44 al 64 para luego permanecer constante y volver a aumentar en la última etapa de la incubación hacia niveles similares a los del d 29. Para la concentración de C orgánico en CC;C2 se observa un aumento del d 29 al 78, pasando de un comportamiento similar sin presentar por eso, ningún pico de crecimiento entre los d 29 y 44. Eso es, desde el d 29 la concentración se mantiene más o menos estable para después decrecer de un $20.4 \pm 0.1 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de magg a un $18.3 \pm 0.4 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de magg y de un $21.4 \pm 0.6 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de magg a un $17.0 \pm 0.2 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de magg respectivamente, para luego volver a ascender hasta niveles similares a los del d 29.

La concentración de C orgánico en la fracción **silt** tiene una tendencia diferente en comparación con las fracciones LMagg, Magg y magg, sin embargo, se vuelve a encontrar de nuevo mayor concentración de C orgánico para los silt de las muestras con los tratamientos C10;CN que para los silt de las muestras con CC;C2. Así pues, para los tratamientos C10;CN se observa una disminución de C orgánico que va de $39.4 \pm 0.1 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de silt a $31.7 \pm 0.2 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de silt del d 29 al 64, para luego volver a aumentar niveles similares a los del d 64 y mantenerse constante hasta el final. En relación



con los tratamientos CC;C2, se observa un significativo aumento de la concentración de C orgánico del d 29 al 44 que va de $21.2 \pm 0.1 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de silt a $28.1 \pm 0.4 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de silt y de $25.8 \pm 1.3 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de silt a $30.4 \pm 0.7 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ de silt respectivamente, y luego una disminución del d 44 al 64, para posteriormente volver a aumentar y mantenerse constante hasta el final.

7.3 Stock de C orgánico en el suelo

El análisis estadístico realizado para comparar la variación del Stock de C orgánico en las diferentes fracciones, muestra que en la figura 16 pueden observarse cuatro aspectos principales; primero, se observa que la mayor parte del carbono orgánico del suelo se almacena en la fracción LMagg durante todo el periodo de incubación para los cuatro tipos de tratamiento y además, muestra que el tratamiento CC almacena más C orgánico en LMagg en comparación con C10;CN. Segundo, no existen diferencias significativas entre tratamientos para la fracción Magg en ningún momento a lo largo de todo el periodo de incubación. Tercero, un aumento de la dosis de cenizas ha resultado en un aumento significativo de la cantidad de C orgánico estabilizado en las fracciones magg en C10;CN en comparación con C2 seguido de CC durante todo el periodo de incubación. Y tercero, un aumento de la dosis de ceniza ha resultado en que la cantidad de C orgánico almacenado en los silt sea mayor en CN que en C10 seguido de C2 y CC a partir del d 44.

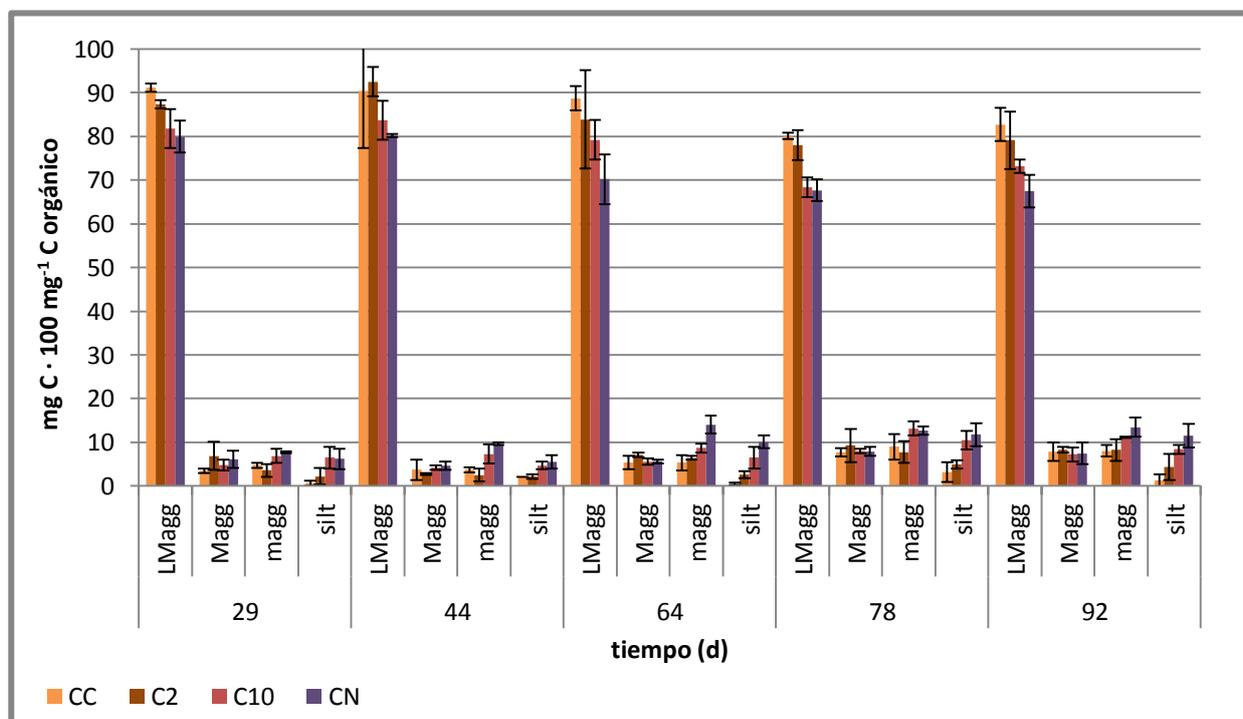


Figura 16. Variación del Stock de C en el suelo para cada tamaño de agregado del suelo a lo largo de todo el periodo de incubación, para los tratamientos CC, C2, C10 y CN. Fuente: propia



8. DISCUSIÓN

Numerosos estudios han demostrado que en los suelos templados en los que la fracción mineral está dominada por silicatos, que la dinámica de agregación y la descomposición de la materia orgánica del suelo (MOS) están directamente relacionadas de acuerdo al modelo jerárquico de formación y estabilización de agregados (Tisdall y Oades, 1982). Según este modelo, la incorporación de materia orgánica fresca promueve la formación de macroagregados, como resultado de una mayor actividad de los microorganismos descomponedores. Esto es causado por la estimulación de la producción de agentes aglutinantes orgánicos que pueden aumentar la cohesión entre las partículas minerales y materia orgánica, y la hidrofobicidad de uniones órgano-minerales que mejoran la estabilidad de macroagregados (Golchin et al., 1994 citado en Fernández-Ugalde, O., et al. 2010).

Así, según Six et al. (2000), tres consecuencias se derivan de este modelo jerárquico de agregación: (1) una descomposición gradual de los macroagregados en microagregados (Oades y Waters, 1991), (2) un aumento en la concentración de C orgánico a medida que aumenta el tamaño de agregado¹⁹ y (3) un contenido mayor de materia orgánica más joven y más lábil contenida en los macroagregados que en los microagregados (Elliott, 1986).

En el presente ensayo, se ha trabajado con muestras de suelo que se han procesado inicialmente con la finalidad de destruir los macroagregados pequeños y grandes con la intención de poder estudiar la dinámica de formación de nuevos macroagregados y de estabilización del C orgánico en los diferentes agregados, a partir de la incorporación de cenizas de madera al suelo que actúan básicamente como fertilizante mineral inorgánico.

- Dinámica de agregación y C orgánico asociado a los agregados.

Primero de todo cabe mencionar que en relación a la dinámica de agregación y el C orgánico asociado a los agregados se distinguen dos grupos de tratamientos, los cuales carecen de diferencias significativas entre ellos en la mayoría de casos; CC;C2 y C10;CN. Esto significa que la dosis más baja de cenizas aplicada (C2: cantidad equivalente de calcio en cenizas respecto al tratamiento B2) no tiene efectos significativamente diferentes en comparación con el tratamiento control.

Los resultados de este experimento a corto plazo, indican que existe un link entre el *turnover* de los macroagregados grandes (LMagg) y la dinámica de formación de los microagregados (magg).

¹⁹ Esto se da ya que los agregados más grandes se componen básicamente de agregados pequeños y de agentes de unión orgánicos (Elliott, 1986).



Tres observaciones pueden destacarse de los análisis estadísticos de la dinámica de agregación en los diferentes tratamientos: (1) la proporción de LMagg es mayor en CC;C2 en comparación con C10;CN para todo el periodo de incubación. (2) La tasa *turnover* en los LMagg es mayor en los tratamientos C10;CN en comparación a CC;C2, y (3) la degradación de los LMagg resultó en una proporción menor de magg en los tratamientos CC;C2 en comparación a los tratamientos C10;CN.

La rápida formación de una gran cantidad de LMagg en los primeros 29 días de incubación, se dio tanto en los tres tipos de tratamiento con ceniza como en el tratamiento control.

Aún sin disponer de datos en éstos primeros 29 días, se puede predecir que esta rápida formación de LMagg puede haberse visto influenciada por el aumento de la biomasa microbiana en los primeros 29 días de incubación, que ha crecido en condiciones controladas de laboratorio. Sagardoy et al. (2004), mencionan que en condiciones controladas de laboratorio, la curva de desarrollo de un microorganismo es del tipo exponencial. Si las condiciones son óptimas, como en nuestras muestras incubadas, el microbio se desarrolla a máxima velocidad. Así pues, los microbios presentes en las muestras han podido promover la macroagregación a partir de diferentes mecanismos: (1) a partir de la unión por parte de hifas de hongos entre las partículas sólidas y los agregados creando así macroagregados grandes; (2) a partir de las bacterias que se adhieren a las partículas del suelo (o viceversa, dependiendo del tamaño relativo), formando puentes entre partículas, o (3) a partir de la liberación de polisacáridos por parte de los hongos y bacterias que sirven como agentes de unión (revisión realizada por Lynch y Bragg, 1985 citado en Sollins, P. et al 1996).

No obstante, los resultados muestran una disminución en la cantidad de LMagg para todos los tratamientos a lo largo del periodo de incubación, e indican que el proceso de *turnover* de los LMagg puede haberse visto influenciado por las dosis de ceniza y consecuentemente por la mayor estimulación de la actividad microbiana y la degradación de la MO.

Las medidas de respiración basal del suelo que se realizaron con anterioridad al proceso de incubación, resultaron en una mayor producción de CO₂ para los tratamientos con mayores dosis de ceniza (datos no presentados). Varios estudios han demostrado además un aumento de la actividad microbiana en el suelo después de la aplicación de cenizas de madera (Bramryd y Fransman, 1995). Weber et al. (1985) citado en Demeyer et al. (2001) observaron un aumento de la mineralización y disponibilidad de N en masas forestales de *Salix* con la consiguiente pérdida de N total del suelo durante el primer año de aplicación de cenizas. Fritze et al. (1994) en cambio, utilizaron la actividad respiratoria microbiana y el contenido de ergosterol para estudiar el efecto de la aplicación de cenizas de madera y de un tratamiento de quema, en un bosque de pino silvestre y obtuvieron que el



tratamiento con cenizas no tuvo efectos sobre la comunidad microbiana en comparación con el tratamiento control, pero en cambio, el tratamiento de quema redujo los valores aproximadamente a la mitad de los del control. Así pues, como se puede observar, existen numerosos resultados de diferente índole sobre los efectos de las cenizas en la actividad microbiana del suelo. En este ensayo se propone que las diferencias en la tasa de degradación de los LMagg han sido debidas a la aplicación de diferentes dosis de ceniza; es muy probable que los tratamientos con mayores dosis hayan tenido más influencia en la actividad microbiana del suelo al haberse visto estimulada a causa de la mejora en las características químicas y físicas del suelo, con el aumento de la cantidad de macro y micronutrientes y de la relación C/N (ya que las cenizas contienen muy poca cantidad de N²⁰).

Así, se puede decir que las condiciones óptimas de crecimiento microbiano estimularon la producción de agentes de unión orgánicos temporales que formaron macroagregados grandes, el porcentaje de los cuales aumentó en los primeros 29 días de incubación. A partir de aquí o antes (ya que no disponemos de datos), a medida que la materia orgánica empieza a descomponerse, los agentes de unión orgánicos también empiezan gradualmente a degradarse y el porcentaje de LMagg a disminuir.

Esta tendencia de disminución de LMagg para los cuatro tipos de tratamiento, no se observa en la evolución de la concentración de C orgánico en los LMagg. Tal y como se ha explicado en el apartado de resultados, se observa un aumento muy pronunciado de la concentración de C orgánico en LMagg del d 29 al 44 .Esto podría deberse a la presencia de microagregados dentro de los macroagregados grandes. Es posible que el primer día de fraccionamiento aún no se hubieran formado suficientes magg dentro de los LMagg; a medida que la cantidad de LMagg iba disminuyendo con el tiempo a causa de la descomposición de la MO promovida por la estimulación de la actividad microbiana, en el interior de los LMagg que aún restaban en el suelo sin romperse se estaban formando magg.

En relación a la formación de magg se observa una clara relación entre el *turnover* de los LMagg y la formación de magg. De nuevo, se observa en las gráficas que a más dosis de ceniza, más cantidad de magg en el suelo. Esto se podría deber a tres factores: (1) a medida que los LMagg van rompiéndose, se liberan los microagregados que se habían creado en su interior contribuyendo así a aumentar la proporción de magg en el suelo. (2) El papel del carbonato de calcio aportado por las cenizas en la floculación de las arcillas y la materia orgánica en agregados coloidales, puede tener un efecto directo en los mecanismos de formación y estabilización de los microagregados (Muneer y Oades 1989). (3) Ambas opciones.

²⁰ Es bien sabido que entre las diferentes características de un suelo, la relación C/N se encuentra entre las que muestran si hay o no una gran influencia en la tasa de descomposición de la MO.



En general es aceptado que el calcio es un elemento muy importante en la estabilización de las MOS en agregados a través de su rol en la formación de complejos *arcilla-cación polivalente-MO* (Muneeer y Oades 1989). Como el calcio ejerce su influencia a escala de complejación organo-mineral, su efecto estabilizador es principalmente observado en los microagregados pero también puede incrementar de forma indirecta la macroagregación a través de la actividad microbiana en suelos ácidos (Chan y Heenan, 1999 citado en Six et al., 2004).

En un estudio se observó que la adición de calcio en suelos de pradera en forma de cal o yeso, incrementó (~ 10%) el nivel de agregación (Muneeer y Oades, 1989). No obstante, una disminución temporal inicial (1-3%) en la estabilidad de los agregados fue observada con la aplicación de cal en suelo cargados diferentes. Esta disminución temporal en la agregación estuvo relacionada con el incremento del pH y de la actividad microbiana. Un incremento del pH en un suelo cargado de forma variada, conduce a un incremento de cargas negativas, resultando en un dominio de fuerzas repulsivas que causan dispersión.

Los últimos estudios sugieren que el proceso de formación de puentes de Ca^{2+} , es el factor dominante en los efectos positivos a largo plazo de la adición de calcio en la estabilidad estructural del suelo (Six et al., 2004).

Cabe destacar que la estabilidad de los magg (observada por un aumento en esta fracción para los cuatro tipos de tratamiento), parece estar relacionada con el contenido de C orgánico. Esto corrobora la teoría jerárquica de formación de agregados en la que los LMagg a medida que se han ido rompiendo, han liberado microagregados creados en su interior con menor concentración de C orgánico. No obstante, las fuerzas cohesivas aumentan cuanto menor es el tamaño de agregado, por lo que es probable que las características físicas de los microagregados tales como la baja porosidad y densidad aparente mayor (Oades y Waters, 1991) sean los principales factores que confieran su resistencia a degradarse.

Otra observación de gran importancia es la alta concentración de C orgánico que presentan la fracción limo (silt), que de nuevo es superior en los tratamientos con dosis más altas de ceniza. Esta alta concentración se puede deber al efecto ya mencionado anteriormente de los carbonatos aportados por las cenizas que contribuyen a la agregación de las arcillas a la materia orgánica, confiriéndole estabilidad a las estructuras por la unión de complejos *arcilla-cación polivalente-MO*.

Así pues, se concluye que la dinámica de formación de macroagregados sigue el modelo jerárquico de agregación de suelo propuesto por Tisdall y Oades (1982) en el que se da una descomposición gradual de los macroagregados en microagregados (Oades y Waters, 1991), y un aumento en la concentración



de C orgánico a medida que aumenta el tamaño de agregado. Este aumento de la concentración de C con el aumento de tamaño de agregado se da para las fracciones LMagg y Magg>magg.

La excepción recae en la fracción silt, que se ha visto probablemente influenciada, tal y como hemos comentado anteriormente por la unión de complejos de arcilla-catión polivalente-MO. De esta manera se observan diferentes mecanismos de estabilización del C orgánico en las muestras: (1) a partir de la MOS que actúa como principal agente estabilizador según el modelo jerárquico de Tisdall y Oades (1982) y (2) a partir de agentes de unión inorgánicos; en nuestro caso el Ca²⁺, que forma complejos órgano-minerales de tamaño silt.

Sin embargo, cabe destacar la probabilidad de que otros componentes aportados por las cenizas de madera (p.ej. pequeñas cantidades de C oxidable) puedan presentar tamaños similares a los de la fracción limo y por lo tanto se contabilicen dentro del porcentaje de la fracción.

- Stock de carbono en el suelo.

Tal y como se ha mencionado en relación al stock de carbono en el suelo, los tratamientos CC y C2 son los que almacenan más cantidad C orgánico en la fracción LMagg. Esto se debe a la menor rotura de los LMagg y consiguiente liberación de C orgánico en comparación a los tratamientos C10;CN. Una mayor proporción de LMagg, lleva consigo una menor proporción de magg. Este hecho presenta dos consecuencias: (1) una macroagregación mayor mejora la estructura del suelo y disminuye la densidad aparente, promoviendo la posibilidad de implantar cultivo, la resistencia a la erosión y el aumento de la infiltración de agua. Por otra parte el hecho de que se reduzca la cantidad de microagregados del suelo (2) puede aumentar las pérdidas de MO debido al aumento de la tasa de mineralización. El contenido de MOS más lábil y menos procesada en los macroagregados hace que éstos sean mucho más sensibles a las prácticas gestión del suelo y estén menos protegidos de la actividad microbiana.

En relación a los tratamientos C10;CN se observa un mayor contenido de C orgánico retenido en magg y en silt en comparación con CC;C2. Se concluye pues, que la aplicación de cenizas tiene un efecto positivo en el potencial de secuestro de carbono en el suelo. Tal y como postulaban Edwards y Bremner (1967), la MO complejada en los microagregados a partir de uniones arcilla-catión polivalente-MO, es más inaccesible para los microorganismos y está físicamente más protegida.



- Implicaciones de los resultados obtenidos en la estructura y capacidad potencial de secuestro de carbono del suelo.

Como hemos podido comprobar en el ensayo, la aplicación de cenizas de madera al suelo no aumentó la formación de macroagregados, sino más bien la disminuyó a lo largo de toda la incubación.

La macroagregación del suelo mejora la estructura del suelo haciendo así que la compactación se minimice. Un suelo pobre en macroagregados y compuesto principalmente de microagregados tiende a compactarse ya que estos últimos evitan la infiltración de agua a causa de la falta de macroporos en el suelo, haciendo así que el agua tienda a estancarse en la superficie (Hoorman et al. 2009).

Esta disminución en la cantidad de macroagregados observada en los tratamientos C10;CN podría acarrear una disminución de la calidad estructural del suelo, aunque probablemente esta disminución podría verse compensada por otras muchas propiedades que aportan consigo las cenizas de madera, tal y como la mejora del secuestro de C en el suelo con la consiguiente contribución a la fijación de CO₂ atmosférico, la aportación de macro y micronutrientes y como consecuencia la estimulación de la actividad microbiana y mejora de la fertilidad. El secuestro de carbono en el suelo tiene un peso importante en la mejora de la calidad y fertilidad del mismo. En relación a las propiedades físicas del secuestro de C, el C orgánico y los organismos vivos asociados a él, tienen un rol principal en la agregación del suelo a diferentes escalas (Tisdall y Oades, 1982). Así, la agregación y el secuestro de carbono son procesos que están estrechamente relacionados (Goldichin et al., 1994). Muchas propiedades dependen de la estabilidad del suelo, tal y como la retención de agua y su distribución a las plantas, la tasa de infiltración, la resiliencia a la erosión y otros procesos de degradación físicos. En el caso de la erosión, Robert, M. (2001) estableció una relación entre el decrecimiento histórico de la MOS y la erosión del suelo. Así pues, toda la gestión que se lleve a cabo con el objetivo de favorecer el secuestro de C orgánico en el suelo, favorecerá la cobertura del mismo previniendo la erosión.

Además de todas estas propiedades, el efecto de encalado (valor neutralizante) que poseen las cenizas, es uno de los indicadores más importantes para evaluar el valor agrícola de las cenizas en suelos ácidos. La capacidad de un agente de encalado para neutralizar la acidez del suelo depende de su contenido en bases solubles e hidrolizables tales como óxidos, hidróxidos, carbonatos y silicatos. Cationes como el calcio, el magnesio y el potasio son los iones más interactivos.

Así pues, según lo anteriormente expuesto, un suelo rico en macroagregados mejora la capacidad de infiltración de agua y movilidad de aire a través de este suelo. Los suelos, necesitan oxígeno tanto para la respiración de las raíces como para mantener la vida de los microbios aeróbicos, pero no obstante,



demasiado oxígeno en el suelo podría resultar en una pérdida excesiva de C a causa de la mineralización del C orgánico por parte de los microbios aeróbicos.

Por lo tanto, una gestión adecuada del suelo, debería basarse en un equilibrio entre las prácticas que promuevan la mejora de la estructura y las que promuevan el secuestro de C orgánico del suelo, aunque dependiendo de las características propias de cada suelo, tal vez se haya de hacer más hincapié en uno u otro tipo de gestión.



9. CONCLUSIONES

- La aplicación de cenizas al suelo reduce la accesibilidad a la materia orgánica por parte de los microorganismos a causa del aumento de la formación de microagregados estables y permite el almacenamiento y estabilización del C orgánico en el suelo a largo plazo.
- Solo con altas dosis de ceniza se observan efectos significativos en la dinámica de agregación y estabilización del C orgánico en el suelo.
- Con la aplicación de altas dosis de cenizas al suelo, se observan diferentes mecanismos de estabilización del C orgánico en los agregados: (1) a partir de la MOS que actúa como principal agente estabilizador (modelo jerárquico de Tisdall y Oades ,1982) y (2) a partir de agentes de unión inorgánicos; en este caso el Ca^{2+} , que forma complejos órgano-minerales de tamaño limo.
- Con la aplicación de cenizas, el modelo jerárquico de agregación de suelo propuesto por Tisdall y Oades (1982) se cumple para las fracciones de macroagregados grandes y pequeños y para los microagregados, pero no para la fracción limo.
- La aplicación de cenizas al suelo es una buena técnica para devolver al suelo buena parte de los nutrientes extraídos durante el aprovechamiento forestal a partir de la aportación de macro y micronutrientes que a su vez promueven la estimulación de la actividad microbiana y mejora de la fertilidad del suelo.
- No obstante, la aplicación de cenizas no promueve la macroagregación y por lo tanto, esto podría acarrear una disminución de la calidad estructural del suelo.
- El aumento de microagregados propiciado por la aplicación de cenizas, mejora la capacidad de secuestro de C en el suelo con la consiguiente contribución en la fijación de CO_2 atmosférico.



Capítulo II

Construcción de una infraestructura de demostración de silvicultura adaptativa.

Ensayo de campo

Marzo-Mayo 2012.



10. METODOLOGIA DEL ENSAYO DE CAMPO

Tal y como se explicó en el apartado del encuadre de trabajo, el proyecto aúna el potencial investigador de 11 organizaciones regionales, nacionales e internacionales de Portugal, España, Francia y Reino Unido para establecer infraestructuras de evaluación del impacto del cambio climático y silvicultura adaptativa al cambio climático en las masas forestales productivas del Arco Atlántico.

La infraestructura de demostración de silvicultura adaptativa propuesta por NEIKER-Tecnalia (y aprobada por unanimidad por el consorcio del proyecto) ha sido la de aplicación de biochar y cenizas al suelo. Para ello, se han construido unas parcelas de muestreo permanente, en un huerto semillero de *pinus radiata* situado en el Valle de Karrantza, donde se les ha aplicado a cada una de ellas, diferentes dosis de cenizas y biochar.

Compilando y comparando estos estudios a una escala regional un nuevo conjunto de información se pone a disposición para poder proporcionar conocimientos vitales de los mecanismos de adaptación de los ecosistemas, subrayando sus respuestas actuales propias de clima templado y el posible futuro de éstos bosques bajo escenarios de cambios globales.

A continuación, se explica el diseño experimental que se llevó a cabo.

10.1 Diseño experimental

El terreno escogido para realizar el estudio se encuentra en la base de una de las laderas norte de la Sierra de Ordunte y tiene una orientación noroeste y una pendiente del 25%. El área de estudio se dividió en 3 bloques de área similar separados por pistas rurales, tal y como se muestra en la Figura 17.

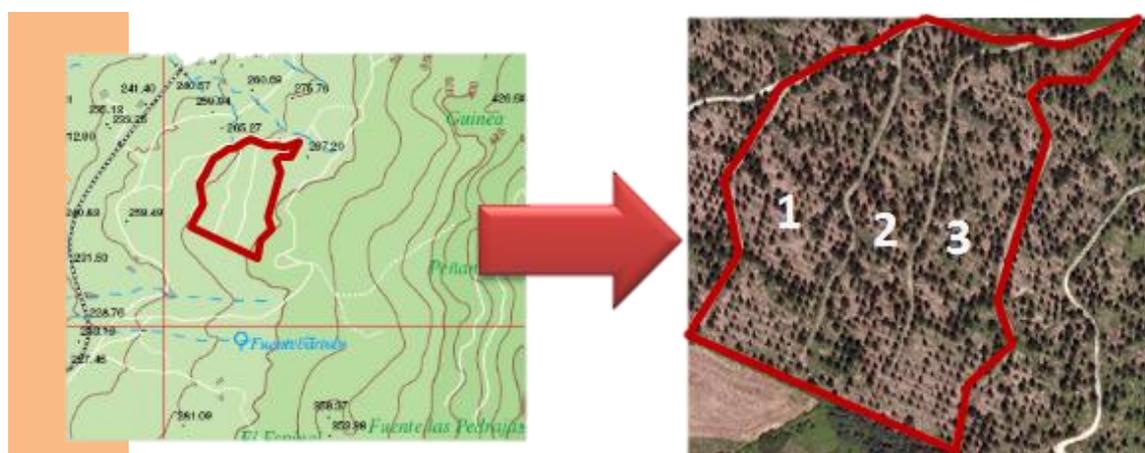
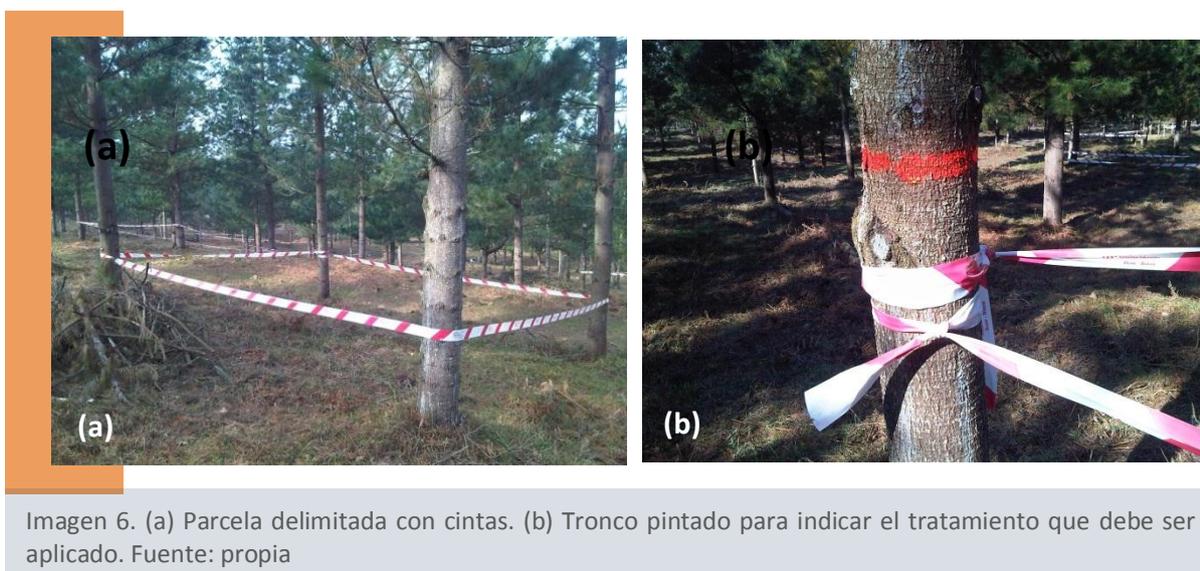


Figura 17. (a) Mapa topográfico de la comarca de Las Encartaciones 1:20000. Fuente: Guía Cartográfica 2004. Diputación Foral de Bizkaia. (b) Localización de las parcelas. Ortofotomapa. Fuente: Visor GeoEuskadi



Posteriormente se decidió hacer en cada uno de los 3 bloques, 21 parcelas de 8x8 m² aproximadamente, delimitándolas con cinta y utilizando cuatro pinos como vértices para cada parcela (Imagen 6, a). A continuación se determinó al azar qué tratamiento, de biochar o ceniza, sería el que se le designaría a cada parcela y una vez hecho, se pintaron los troncos de los pinos que delimitaban las parcelas, según el tratamiento que le tocaba a cada una, tal y como se puede ver en la imagen 6.



Tal y como se ha explicado en el capítulo I, se decidieron 4 tipos de tratamientos tanto para la cenizas como para el biochar. Los tratamientos de ceniza fueron calculados en base a las relaciones de Calcio entre la ceniza y los dos tipos de biochar. En la siguiente tabla encontramos la cantidad esparcida tanto de ceniza como de biochar en cada una de las 63 parcelas según el tratamiento.

B10	10.000 kg/ha	C10	4500 kg/ha
B2	3500 kg/ha	C2	1500 kg/ha
BN	10.000 kg/ ha	CN	4500 kg/ha + 200 kg de Nitrato amónico/ha
Control	0 kg de biochar o ceniza / ha		

Tabla 8. Cantidad esparcida de biochar o ceniza para cada tratamiento. Fuente: propia

La aplicación de los tratamientos en sus respectivas parcelas se intentó llevar a cabo inmediatamente después de un periodo de lluvias, con la finalidad de que el suelo tuviera la suficiente humedad para poder retener y evitar la volatilidad tanto las cenizas como el biochar. Así pues, ambos productos se aplicaron manualmente (Imagen 11 de los anexos) intentando en todo momento repartirlo de la forma más uniforme posible. Para aplicar las cenizas-N y el biochar-N, se esparcieron del mismo modo,



ambos productos de forma manual y posteriormente, se aplicó la cantidad correspondiente de fertilizante de nitrato de amonio (en forma granulada) para ambos tipos de tratamiento.

10.2 Evaluación de la ecotoxicidad en los lixiviados generados tras la aplicación de los diferentes tratamientos en el suelo.

Semanas después de la aplicación de todos los tratamientos, se evaluó la toxicidad de los lixiviados generados tras la aplicación de los tratamientos. Para tal fin, se utilizaron muestreadores Rhizon (imagen 7). Estos muestreadores constan de unos tubos delgados de polímero hidrófilo diseñados para extraer el agua del sedimento poroso del suelo usando el vacío. Éstos toman directamente el agua de los poros, como si fueran raíces artificiales y están conectados a una jeringa estándar. Con tirar del émbolo de la jeringa es suficiente para retirar el agua intersticial filtrada en los sedimentos.

Así pues, con ello se extrajeron pequeños volúmenes de agua de los poros del suelo para así evaluar el impacto toxicológico de la aplicación de cenizas y biochar en el suelo. Para ello se realizaron dos bioensayos, uno bioensayo de luminiscencia de la bacteria *Vibrio fischeri*, y un bioensayo de crecimiento y luminiscencia mediante test MARA y LumiMARA de ecotoxicidad. Los resultados ecotoxicológicos obtenidos, difirieron entre sí; mientras que los ensayos de luminiscencia con la especie marina *Vibrio fischeri* (siguiendo las indicaciones de la legislación vigente) no mostraron ninguna toxicidad, los ensayos de crecimiento y luminiscencia con MARA y LumiMARA mostraron cierta toxicidad para algunas especies ensayadas.



Imagen 7 . Muestreador Rhizon en una de las parcelas con tratamiento.
Fuente: propia



11. BIBLIOGRAFIA

Libros y artículos

Adriano, D.C. 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. Springer Verlag, New York.

Agnelli, A., Celi, L., Corti, G., Condello, L., 2008. Organic matter stabilization in soil aggregates and rock fragments as revealed by low-temperature ashing (LTA) oxidation. 2008. *Soil Biology & Biochemistry*. 40. pp 1379-1389.

Alami, Y., Achouak, W., Marol, C. & Heulin, T. (2000). Rhizosphere soil aggregation and plant growth-promotion of sunflowers by an exopolysaccharide-producing *Rhizobium* sp. strain isolated from sunflower roots. *Appl Environ Microbiol* 66, pp 3393–3398.

Alvear, M, Reyes, F., Morales, A., Arriagada, C, Reyes, M, 2007. Actividad biológica y agregados estables al agua en dos tipos de formaciones vegetales de un bosque templado del Centro-Sur de Chile con perturbación antrópica. *Ecología Austral*. 17: 113- 122.

Angers, D. A., y M. Giroux. 1996. Recently deposited organic matter in soil water-stable aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60:1547-1551.

Aseginolaza, A. Gómez, D., Lizaur, X., Montserrat, G., Morante, G., Salaverría, M.R., Uribechebarría, P.M. 1996. Vegetación de la Comunidad Autónoma de País Vasco. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente. Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz.

Augusto L., Bakker M.R., Meredieu C. 2008. Wood ash applications to temperate forest ecosystems - potential benefits and drawbacks. *Plant Soil*. 306, pp 181–198.

Bååth E., Arnebrant K. 1994. Growth rate and responses of bacterial communities to pH in limed and ash treated forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 24, pp. 995-1165.

Balboa, M., Alvarez, J. G.;Rodríguez- Soalleiro, R., Merino, A. 2003. Aprovechamiento de la Biomasa Forestal producida por la Cadena Monte-Industria. Parte II: Cuantificación e Implicaciones ambientales. *Revista Cis-Madera* nº 10 pp. 27-37

Baldock, J.A. & Nelson, P.N. 2000. Soil organic matter. In: *Handbook of Soil Science* (ed. M. Summer), pp. 25–84.

Balesdent, J., Mariotti, A. & Guillet, B. 1987. Natural ¹³C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. *Soil Biology and Biochemistry*, 19, 25–30.

Ball, B.C., Bickerton, D.C., Robertson, E.A.G. 1990. Straw Incorporation and Tillage for Winter Barley: Soil Structural Effects. *Soil & Tillage Research*, 15, pp 309-327.

Beare M.H., Cabrerea M.L., Hendrix P.F., Coleman D.C. 1994b. Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional - and no-tillage soils. *Soil Sci Soc Am J* 58. pp 787-795



- Benjamín, J.A., Masera, O., 2001. Captura de carbono ante el cambio climático. *Madera y Bosques*, primavera, vol. 7, número 001. Instituto de Ecología A.C. Xalapa, México, pp 3-12.
- Bingeman, C.W., Varner, J.E., Martin, W.P. 1953. The effect of the addition of organic materials on the decomposition of an organic soil. *Soil Sci Soc Am Proc* 17, pp 34-38
- Borie, B.G., M.S., Aguilera, P.V. Peirano., M.M. Caiozzi. 1995. "Pool" lábil de carbono en suelos volcánicos chilenos. *Agricultura Técnica (Chile)* 55, pp 262-266.
- Bossuyt, H. 2003. Soil organic matter dynamics in southeastern us agroecosystems: an analysis of management practices an earthworm activity as controlling factors. Athens, Georgia.
- 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, pp 195-208.
- Bossuyt, H., Six, J., Hendrix, P., 2005. Protection of soil carbon by microaggregates within earthworm casts. *Soil Biology & Biochemistry*. Volume 37, Issue 2. pp 251-258.
- Bramryd, T., Fransman, B. 1995. Silvicultural use of wood ashes-effects on the nutrient and heavy metal balance in a pine (*Pinus sylvestris*, L) forest soil. *Water, Air and Soil Pollution* 85, pp 1039–1044.
- Bronick, C. J, Lal, R. Soil structure and management: a review. 2005. *Geoderma* 124, pp 3-22.
- Büttner, G., Gering, C., Nell, U., Rumpf, S., von Wilpert, K. 1998. Einsatz von Holzasche in Wäldern. – *Forst. Holz.*, 53, 72–76.
- Cabria, F., Calandroni, M., Monterubbianesi, G. 2002. Tamaño y estabilidad de agregados y su relación con la conductividad hidráulica saturada en suelos bajo labranza convencional y praderas. *Ciencia del Suelo*, 20. pp 69-80
- Cambardella, C.A., E.T., Elliott. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, pp 777-783.
- Campbell, A.G., Recycling and disposing of wood ash. 1990;73(9), pp 141-146.
- Camps Arbestain, M., Barreal, M.E., Mourenza, C., Alvarez, E., Kidd, P., Macías, F. (2003): Rhizosphere chemistry in acid forest soils that differ in their degree of Al-saturation of organic matter. *Soil Sci.* 168, pp 267-279
- Cassidy, P., Ashton. S, 2007. How Wood properties Influence utilization. *Sustainable Forestry for Bioenergy and Bio-based product*. pp 169–172
- Cerdà, A., 1998. Soil aggregate stability under different Mediterranean vegetation types. *Catena*. 32: 73-86
- Christensen, B.T, 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Adv. Soil Sci.* 20, pp 2-38.
- Christensen, B.T. 1996. Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: Revision of model structure. *Global Environmental Change*. Vol I 38. Springer, p.144-160.



Ciesla, W, 1996. Cambio Climático, bosques y ordenación forestal: una visión de conjunto. Roma, IT, Estudios FAO Montes 126. 147 p

Chenu, C., Le Bissonnais, Y. & Arrouays, D. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 1479–1486.

Chenu, C. & Stotzky, G. 2002. Interactions between microorganisms and soil particles. An overview. In: *Interactions Between Soil Particles and Microorganisms* pp. 3–39.

Cosentino, D., Chenu, C., Le Bissonnais, Y., 2006. Aggregate stability and microbial community dynamics under drying-wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biology & Biochemistry* 38 , pp 2053-2062.

Demeyer, A., Voundi Nkana J.C., Verloo M.G., 2001. Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview. *Bioresource Technology* 77 . pp 287- 295

Denef, K., Six, J., Bossuyt, H., Frey, S., Elliot, E.T., Merckx, R., Paustian, K., 2001. Influence of dry-wet cycles on the interrelationship between aggregate, particulate organic matter, and microbialcommunity dynamics. *Soil Biology & Biochemistry* 33. pp 1599-1611.

Denef, K., Six, J., Paustian, K., Merckx, R. 2001. Importance of macroaggregate dynamics in controlling soil carbon stabilization: short-term effects of physical disturbance induces by dry-wet cycles. *Soil Biology & Biochemistry*. 33, pp 2145-2153.

Dixon, R.K., Solomon, A.M., Brown, S., Houghton, R.A., Trexier, M.C., Wisniewski, J., 1994. Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. *Science* Vol. 263 No. 5144 pp 185-19.

Elliot, E.T., D.C. Coleman. 1988. Let the soil work for us. *Ecol. Bull.* 39, pp 1-10.

Estrada, I., Morán, A., Gómez, J., 2006. Aspectos ambientales en la obtención y uso de la biomasa primaria y los cultivos energéticos. *Biomasa peninsular*. pp 3-5

Etiégni, L., Campbell a. G., 1991. Physical and chemical characteristics of wood ash. *Bioresour. Technol.*37, pp 173-178.

Fazle Rabbi, S.M., Lockwood, P., Daniel, H., 2010. How do microaggregates stabilize soil organic matter? 19th World Congress of Soil Science, *Soil Solutions for a Changing World*. pp 1 – 6

Fernández-Ugalde, O., Virto, I., Imaz, M.J., Enrique, Al., Bescansa, P., 2010. Relative contribution of naturally-occurring carbonates and soil organic carbon to soil aggregation dynamics. 19th World Congress of Soil Science, *Soil Solutions for a Changing World*, pp 1 – 64

Fernández I, Cabaneiro A, Carballas T. Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biol Biochem* 1997;29, pp 1 – 11.

Galantini, J., Rosell, R., Iglesias, J. 1994. Determinación de materia orgánica empleando el método de Wakley y Black en fracciones granulométricas del suelo. *Ciencia del suelo*. 12, pp 81-83.

Gartzia, N., 2009. Estructura y dinámica de la materia orgánica del suelo en Ecosistemas forestales templados: de lo particular a lo general. *Universidad del País Vasco*. 162 pág.



- Golchin A., Oades J.M., Skjemstad J.O. & Clarke P. 1994. Soil structure and carbon cycling. *Aust. J. Soil Res.* 32, pp 1043-1068.
- Gregorich, E.C., Carter, M.R., Angers, V.C., Monreal, M., Ellert, B.H., 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soil. *Can J. Soil Sci.*, pp 367-385
- Gregorich, E.G., Drury, C.F., Ellert, B.H., Liang, B.C., 1997. Fertilization effects on physically protected light fraction organic matter. *Soil Sci Soc Am J* 61, pp 482-484
- Hierro, R. 2001. Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en el sector forestal. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Jacobson, S. 2003. Addition of Stabilized Wood Ashes to Swedish Coniferous Stands on Mineral Soils – Effects on Stem Growth and Needle Nutrient Concentrations. *The Forestry Research Institute of Sweden, Uppsala Science Park*, 37(4), pp 437–450.
- Jastrow, J.D., J.E. Amonette, and V.L. Bailey. 2007. Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration. *Climatic Change* 80:5-23.
- Jandl, G., Leinweber, P., Schulten, H.-R. & Eusterhues, K. 2004. The concentrations of fatty acids in organo-mineral particle-size fractions of a Chernozem. *European Journal of Soil Science*, 55, pp 459–469
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bawmens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkinen, K., Byrne, K.A., 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137, pp 253–268.
- Kahl, J., Fernandez, I., Rustad, L., Peckenham, J., 1996. Threshold application rates of wood ash to an acidic forest soil. *Journal of Environment Qual.* 25, pp 220-227.
- Kaiser, K. & Guggenberger, G. 2000. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Organic Geochemistry*, 31, pp 711–725
- Kartlun, E., Saarsalmi, A., Ingersle, M., Mandre, M., Andersson, S., Gaitnieks, T., Ozolincius, R., Varnagiryte-Kabasinskiene. 2008. Wood ash recycling – possibilities and risks. Springer, Heidelberg, pp 79-108.
- Kay B.D., Angers D.A. (1999): Soil Structure. In: Sumner M.E. (ed.): *Handbook of Soil Science*. CRC Press, Boca Raton, USA, pp 229–276.
- Knicker, H. 2004. Stabilization of N-compounds in soil and organic matter-rich sediments – what is the difference? *Marine Chemistry*, 92, pp 167–195.
- Kong, A., Six, J., Bryant, D.C., Denison, R., Van Kessel, C., 2005. The Relationship between Carbon Input, Aggregation, and Soil Organic Carbon Stabilization in Sustainable Cropping Systems. *Soil Biology & Biochemistry*. 69. pp 1078-1085.
- Kuokkanen, M.; Pöykiö, R.; Kuokkanen, T. and Nurmesniemi, H. (2009) Wood ash – a potential forest fertilizer. Energy research at the University of Oulu. Proceedings of the EnePro conference, June 3rd, 2009, University of Oulu, Finland. Kalevaprint, Oulu, ISBN 978-951-42-9154-8. pp. 89-93.



- Lehmann, J., Kinyangi, J., Solomon, D., 2007. Organic matter stabilization in soil microaggregates: implications from spatial heterogeneity of organic carbon contents and carbon forms. *Biogeochemistry*. 85, pp 45-47.
- Lehrsch, G.A. (1998) Freeze-Thaw Cycles Increase NearSurface Aggregate Stability. *Soil Science*, 163, pp 63–70.
- Lerner, B.R., Utzinger, J.B. 1986. Wood ash as soil liming material. *Hortscience* 21, pp 76-78.
- Lianqing L., Xuhui Z., Pingjiu Z., Jufeng Z., Genxing P. 2007. Variation of organic carbon and nitrogen in aggregate size fractions of a paddy soil under fertilisation practices from Tai Lake Region, China. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 87, pp 1052-1058.
- Lobo, D., Pulido, M. 2006. Métodos e índices para evaluar la estabilidad estructural de los suelos. Vol 14, nº1. pp 22-37
- 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
- Lütvow, M.V., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marchner, 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. pp 426-445.
- Mandre, M., Jokinen, H., Saari, A., Strömmer, R., Martikainen, P.J. 2006. Methane and nitrous oxide fluxes, and carbon dioxide production in boreal forest soil fertilized with wood ash and nitrogen. *Soil Use Manage* 22, pp 151-157.
- Marit, S., 2007. Fate of Organic Carbon on Soil Fractions Following Land Use conversion in the Humid Tropics. 127 pages.
- Martínez, E., Fuentes, J.P., Acevedo, E. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Journal of Soil Science. Plant Nutrition*. 8(1) pp 68-96
- Materechera, S.A., Dexter, A.R., Alston, A.M., 1992. Formation of aggregates by plant roots in homogenised soils. *Plant and Soil* 142. pp 69-79.
- Matthias, C., Sara F., Michael F., Christopher B., 1999. Rise in carbon dioxide changes soil structure. *Nature* 400, pp 628.
- Matus, F.J., 2007. Segundo Simposio Internacional. Suelos, Ecología y Medioambiente. Sociedad Chilena de la ciencia del Suelo. Universidad de la Frontera. Boletín nº23, pp 133-210.
- McDonald, M. A., Hawkins B. J., Prescott C. E.T, Kimmins J. P.. 1994. Growth and foliar nutrition of western red cedar fertilized with sewage sludge, pulp sludge, fish silage, and wood ash on northern Vancouver Island. *Canadian Journal of Forest Resources* 24, pp 297-301.
- Meiwes, K.J. 1995. Application of lime and wood ash to decrease acidification of forest soils. *Water Air Soil Pollut.*;85, pp 143-152.



- Merino A., Omil B., Santalla M. 2006. Use of wood ash as a fertilizer in forest plantations destined for wood and fuel production. In: International Congress on Cultivated Forests. 3rd-7th October 2006. Bilbao, Spain.
- Mikutta, R., Kleber, M., Torn, M., Jahn, R. 2006. Stabilization of soil organic matter: association with minerals or chemical recalcitrance?. *Biogeochemistry*, 77, pp 25-56.
- Norström, S., Bylund, D., Vestin, J, Lunström, U., 2012. Initial effects of wood ash application to soil and soil solution chemistry in a small, boreal catchment. *Geoderma* 187-188, pp 85-93.
- Oades, J.M. 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil*, 76, pp319–337.
- Oades, J.M. 1988. The retention of organic matter in soils .*Biogeochemistry*, 5, pp 35–70.
- Oades, J.M. 1989. An introduction to organic matter in mineral soils. In: *Minerals in Soil Environments* (eds J. B. Dixon & S. B. Weed), Soil Science Society of America, Madison, WI. pp. 89–159.
- Oades, J.M. 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma*, 56, pp 377–400.
- Ohno T., Erich, M.S., 1990. Effect of wood ash application on soil pH and soil test nutrient level. *Agric. Ecosyst. Environ.* 32, pp 223-239.
- Oliver, W.W. 2000. Ecological research at the Blacks Mountain Experimental Forest in northeastern California. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-179. Albany, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station.
- Omil B., Piñeiro V., Merino A. 2007. Trace elements in soils and plants in temperate forest plantations subjected to single and multiple applications of mixed wood ash. *Science of the Total Environment* 381 , pp 157–168.
- Onweremadu, E., G. Osuji, T. Eshett, I. Unamba- Oparah and C. Onwuliri. 2010. Soil Carbon Sequestration in Aggregate Size of a Forested Isohyperthermic Arenic Kandiodult. *Thai Journal of Agricultural Science*, 43(1), pp. 9-15.
- Piccolo, G., Rosell, R., Galantini, J. 1998. Transformaciones de la materia orgánica en un suelo laterítico (misiones, Argentina): I. Distribución del carbono orgánico en fracciones de agregados. *Agricultura Técnica (Chile)*, 58. pp 133-141.
- Pikul Jr, L. Joseph, Chilom, G., Rice J., Eynard, A., Schumacher, T., Nichols, K., Johnson, J., Wright, S., Caesar, T., Ellsbury, M., 2009 Organic Matter and Water Stability of Field Aggregates Affected by Tillage in South Dakota. *Soil Science* 73, pp 197-206.
- Pitman, R. 2006. Wood ash use in forestry – a review of the environmental impacts. *Forestry*, Vol. 79, No. 5, pp 563-588.
- Poage, N.J.; Anderson, P.D. 2007. Large-scale silviculture experiments of western Oregon and Washington. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-713. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 44 p.



Prescott, C.E. & Brown, S.M. 1998. Five-year growth responses of western red cedar, western hemlock, and amabilis fir to chemical and organic fertilizers. *Canadian Journal of Forest Research* 28, pp 1328–1334.

Quiroga A., Funaro, D., 2004. Materia orgánica. Factores que condicionan su utilización como indicador de calidad en Molisoles, de las Regiones Semiárida y Subhúmeda Pampeana. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Actas pp: 476.

Ritchie, M.W., 2005. Ecological research at the Goosenest Adaptive Management Area in northeastern California. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-192. Albany, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station.

Rodeghiero M, Heinemeyer, A., Schrumpf, M., Bellamy, P., 2009. Determination of soil carbon stocks and changes. Cambridge University Press.

Rodríguez Soalleiro, R., Balboa, M., Álvarez, J.G., Merino, A., 2007. Evaluation through a simulation model of nutrient exports in fast-growing southern European pine stands in relation to thinning intensity and harvesting operations. *Ann For Sci* 64 (4), pp 375-384

Sagardoy, M., Mandolesi, M. 2004. Biología del suelo. Guía de estudio. Universidad Nacional del Sur. Departamento de agronomía. pp 55.

Sahin, U., Anapali, O., 2007. Short communication. The effect of freeze-thaw cycles on soil aggregate stability in different salinity and sodicity conditions. *Spanish Journal of Agricultural Research*. 5, pp 431-434.

Schwesig, D., Kalbitz, K. & Matzner, E. 2003. Effects of aluminium on the mineralization of dissolved organic carbon derived from forest floors. *European Journal of Soil Science*, 54, pp 311–322.

Sëppala, R. 2009. Adecuar los bosques al cambio climático. Una perspectiva global de los efectos del cambio climático sobre los bosques y las poblaciones y opciones de adaptación al mismo. Ministerio de Relaciones Exteriores de Finlandia, pp 4-38.

Shen, Y.-H. 1999. Sorption of natural dissolved organic matter on soil. *Chemosphere*, 38, pp 1505–1515

Silfvberg, K. Hotanen, J.P 1989. Long-term effects of wood ash on a drained mesotrophic *Sphagnum papillosum* in Oulu distric. Finland. *Folia Forestalia*, 742, pp 1-23.

Silfverberg, K., Huikari, O. 1985. Wood-ash fertilization on drained peatlands. *Folia Forestalia* 633. pp 1-25.

Six, J., Elliot, E.T, Paustian, K., Doran, J.W., 1995. Aggregation and Soil Organic Matter Accumulation in Cultivated and Native Grassland Soils. *Soil Science*, Vol 62. pp 1367-1377.

Six, J., Elliot, E.T., Paustian, K., 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology & Biochemistry* 32, pp 2099-2103.



Six, J., Paustian, K., Ellito, E.T., Combrink, C. 2000. Soil Structure and Organic Matter: I. Distribution of Aggregate-Size Classes and Aggregate-Associated Carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, pp 681–689.

Six, J., Conant, R.T., Paul, E. A. Paustian, K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241. pp 155-176.

Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Denef, K., 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research* 79, pp 7-31.

Solla-Gullón, F., Rodríguez-Soalleiro, R., Merino, A., 2001. Evaluación del aporte de cenizas de madera como fertilizante de un suelo ácido mediante un ensayo en laboratorio. *Invest.Agr.: Prod. Veg.* Vol. 16.

Solla-Gullón F., Taboada M. P., Rodríguez-Soalleiro R., Merino A. 2004. Respuesta inicial del aporte de cenizas de biomasa arbórea en el estado nutricional de una plantación joven de *Pinus radiata* D. Don *Invest Agrar: Sist Recur For*, 13 (2), pp 281-293.

Solla-Gullón F., Santalla M., Perez-Cruzado C., Merino A., Rodríguez-Soalleiro R. 2008. Response of *Pinus radiata* seedlings to application of mixed wood-bark ash at planting in a temperate region: Nutrition and growth. *Forest Ecology and Management* 255, pp 3873–3884.

Sollins, P., P. Homann. (1996). "Stabilization and destabilization of soil organic matter: Mechanisms and controls." *Geoderma* 74(1-2), pp 65-105.

Someshwar, A.V., 1996. Wood and combination wood-fired boiler ash characterisation. *J. Environ. Qual.* 25, pp 962-972.

Spaccini, R., Piccolo, A., 2012. Effects of field managements for soil organic matter stabilization on water-stable aggregate distribution and aggregate stability in three agricultural soils. *Journal of Geochemical Exploration*.

Steenari B.M., Lindqvist, O. 1997. Stabilisation of biofuel ashes for recycling to forest soil. *Biomass and Bioenergy*. 13, pp 39-50.

Stevenson, F.J. 1994. *Humus chemistry: Genesis, composition, reactions*. 2nd edition. John Wiley and Sons, New York.

Stewart, C., Paustian, K., Conant, R., Plante, A., Six, J. 2009. Soil carbon saturation: Implications for measurable carbon pool dynamics in long-term incubations. *Soil Biology & Biochemistry* 41, pp 357–366.

Tamm, C.O., 1991. *Nitrogen in terrestrial ecosystems. Questions of productivity, vegetation changes, and ecosystem stability*. Springer-Verlag, Nueva York, EEUU.

Theng, B.K.G. 1979. *Formation and Properties of Clay-Polymer Complexes*. Elsevier, Amsterdam

Tisdale, S.L., Nelson, W.L., Beaton, J.D., Havlin, J.L., 1993. *Soil fertility and fertilizers*. 5th ed. MacMillan Publishing Co., New York.

Tisdall, J.M., Oades, J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33, 141-163.



- Ulery, A.L., R.C. Graham, C. Amrhein, 1993. Wood ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Sci.*, 156, pp 358-364.
- Unger, Y.L. & Fernandez, I.J. 1990. The short-term effects of wood-ash amendment on forest soils. *Water, Air and Soil Pollution* 49, pp 299–314.
- Vancampenhout, K., De Vos, B., Wouters, K., Van Calster, H., Swennen, R., Buurman, P., Deckers, J. 2010. Determinants of soil organic matter chemistry in maritime temperate forest ecosystems. *Soil Biology & Biochemistry* 42 pp. 220-233.
- Vance, E.D., 1996. Land application of wood-fired and combination boiler ashes: an overview. *J. Environ. Qual.* 35, pp 937-944.
- Vega-Nieva, D.J., Dopazo, R., Ortiz, L., Aspectos Medioambientales del Aprovechamiento de Biomasa Forestal y Cultivos Energéticos. 2008. Congreso Internacional de Valorización Integral do Monte
- Vidal, E., Mirás, J.M., Bertol, I., Souto, F. 2007. Estabilidad de los agregados de un suelo de cultivo con dosis crecientes de residuos orgánicos líquidos. *Tendencias Actuales de la Ciencia del Suelo.*
- Violante, A., Gianfreda, L., 2000. Role of biomolecules in the formation and reactivity towards organics and plant nutrients of variable-charge minerals and organo-mineral complexes in soil. *Soil Biochemistry*, Vol. 10. pp. 207–270.
- Von Lutzow, M., Kogel I., Knabner, K. Ekschmitt, E., Matzner, Guggenberger G., Marschner B., Flessa H. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions—A review. *Eur. J. Soil Sci.* 5, pp 426 – 445.
- Williams T, Hollis C, Smith B. 1996. Forest soil and water chemistry following bark boiler bottom ash application. *J. Environ. Qual.* 25, pp 955-961.
- Zagal, E., Rodríguez, N., Vidal, I., Quezada, L. 2002. Microbial activity in a volcanic ash soil under different agricultural management. *Agricultura Técnica* 62, pp 297-309.
- Zimmermann, S. and B. Frey, 2002. Soil respiration and microbial properties in acid forest soil: Effect of wood ash. *Soil Biol. Biochem.*, 34, pp 1727-1737.
- Zollner, V.A.; Remler, N. 1998. Eigenschaften von Holzaschen und Möglichkeiten de Wiederverwertung. (Properties of wood ash and possibilities of recycling). *Forst und Holz* 53, pp 77-81.



Otros documentos

Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. 2002 Informes sobre recursos mundiales de suelo. 96

FAO, 2009. Situación de los bosques en el mundo.

GEO-5, Perspectivas del Medio Ambiente Mundial. Resumen para responsables de políticas. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.

Hoorman, J, de Moraes, J., Reeder, R., 2009. The biology of Soil compactation. The Ohio State University. Agriculture and Natural Resources.

Informe sobre la Segunda conferencia ministerial sobre protección de bosques en Europa. Helsinki, 16-17 de junio de 1993

Poblaciones y opciones de adaptación al mismo. Ministerio de Relaciones Exteriores de Finlandia. pp 3-38.

Robert, M. Soil carbon sequestration for improved land management. 2001. Institut national de recherche agronomique. Paris, France

Webs

Ente Vasco de la Energía, www.eve.es (Junio 2012)

Food and Agriculture Organization of the United Nation www.fao.org (Octubre 2012)

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), www.ipcc.ch (Noviembre 2012)

Diputación Foral de Bizkaia. www.Bizkaia.net (Junio 2012)

Proyecto REINFFORCE. www.reinfforce.iefc.net (Noviembre 2012-Diciembre2012)

Euskal Meteorologia Agentzia . www.Euskalmet.euskadi.net (Junio 2012)

Infraestructura de datos espaciales de Euskadi. www.geo.euskadi.net (Junio 2012)



12. ACRÓNIMOS

Al: Aluminio

ANC: Capacidad de neutralización del ácido

ANOVA: Análisis de varianza

APFG: Asociación de Propietarios Forestales de Guipúzcoa.

ATP: Adenosina trifosfato

Ca: Calcio

CIC: Capacidad de intercambio catiónico

CMNUCC: Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático

CO₂: Dióxido de carbono

COS/CORG/C: Carbono orgánico del suelo / Carbono orgánico/ Carbono

DOC/DIC: Carbono orgánico disuelto/ Carbono inorgánico disuelto

ECOGESFOR: ECOlogía y GESTión FORestal sostenible

EUSKALMET: Euskal Meteorologia Agentzia

FAO: Food and Agriculture Organization of the United Nation

Fe: Hierro

GEH: Gases de efecto invernadero

GEO-5: Global Environment Outlook

IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change

IUFRO: International Union of Forest Research Organizations

K: Potasio

MARA: Microbial Assay for Risk Assessment

MCPFE: The Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe

Mg: Magnesio

Mn: Manganeseo

MO/MOS: Materia orgánica /Materia orgánica del suelo

MOD: Materia orgánica disuelta

N: Nitrógeno

NNP : Productividad primaria neta

P: Fósforo

PAHs: Hidrocarburos aromáticos policíclicos

PCBs: Bifenilos policlorados

POM: Materia orgánica particulada

REINFFORCE: REsource INFrastructure for monitoring and adapting European Atlantic FORests under Changing climate

SB: Saturación de bases

UE: Unión Europea

UNECE: United Nations Economic Commission for Europe

USDA: United States Department of Agriculture



13. ANEXOS

13.1 Programación del proyecto

ACTIVIDAD	PERIODO
Aceptación del proyecto	Febrero 2012
Búsqueda preliminar bibliográfica	Febrero 2012
Trabajo de campo y búsqueda bibliográfica	Marzo – Mayo 2012
Trabajo de laboratorio I (Fraccionamientos)	Abril – Junio 2012
Trabajo de laboratorio II (Determinación de Corg)	Junio – Julio 2012
Redacción formal y análisis de resultados	Octubre – Diciembre 2012
Correcciones	Enero 2013
Entrega y presentación del proyecto	Febrero 2013



13.2 Presupuesto del proyecto

CONCEPTO	CANTIDAD Y PRECIO	IMPORTE TOTAL
Desplazamientos y dietas		1,783.50 €
Viajes	15 (días) x 194(km/día) a 0.25€/km+ peaje 17.4 €	988.50 €
Transporte interno	10 días x 118 (km/día) a 0.25€/km	295.00 €
Dietas	50 días (10€/día)	500.00 €
Recursos humanos		34,415.00 €
Trabajo de campo	21€/h* (90h) x 4 auxiliares de campo	7,560.00 €
Trabajo de laboratorio	22.25€/h* (390h) x 2 auxiliares de laboratorio	17,355.00 €
Trabajo de despacho	23.75€/h* (400h)	9,500.00 €
Recursos materiales		435.83 €
Amortización equipamientos	1000 €/año (0.1 años)	83.33 €
Materia fungible	-	262.50 €
Reactivos	-	90.00 €
Subtotal		36,634.33 €
Costes indirectos		7,326.87 €
0.2 x 36,634.33€		
Subtotal factura		43,961.20 €
IVA		9,231.85 €
21%		
COSTE TOTAL		53,193.05 €

*Precio estipulado por el centro de investigación Neiker-Tecnalia.



13.3 Textos, figuras e imágenes complementarias

13.3.1 Caracterización climatológica de la zona de estudio

a. General

El Valle de Karrantza se encuentra situado dentro del territorio climático de la vertiente atlántica. Presenta un clima atlántico caracterizado por temperaturas moderadas y alto número de precipitaciones. En este clima, el océano Atlántico ejerce una influencia notoria. Las masas de aire, cuyas temperaturas se han suavizado al contacto con las aguas templadas oceánicas, llegan a la costa y hacen que las oscilaciones térmicas entre la noche y el día, o entre el verano y el invierno, sean poco acusadas (euskalmet). Los veranos son templados y los inviernos suaves, presentándose una temperatura media anual de alrededor de 12°C, con oscilaciones térmicas poco acusadas. El factor orográfico explica la gran cantidad de lluvias de toda la vertiente atlántica del País Vasco. Las precipitaciones son abundantes (entre 1000 a 1.500 mm. anuales) y están repartidas a lo largo de todo el año, aunque en primavera y otoño es cuando más llueve.

b. Local

Para definir una climatología más específica del ámbito de estudio, se han elegido dos estaciones meteorológicas. El observatorio que realiza mediciones completas más próximas a la zona donde se lleva a cabo el trabajo de campo, es el de Bilbao-aeropuerto. No obstante, existen otras estaciones que aunque no proporcionan datos tan completos, son más representativas de la zona de estudio, como es el caso de la estación meteorológica de Balmaseda, que dispone de datos comprendidos en el periodo de 1995-2009 para datos pluviométricos, y del 1999-2009 para los datos térmicos. Dichos datos, han sido extraídos del Anuario de la Diputación Foral de Bizkaia.



Figura 18. Mapa de la red de estaciones meteorológicas de Euskadi. Fuente: Euskalmet



Como se aprecia en la figura 19, las temperaturas medias recogidas en ambas estaciones son muy similares. Se observa como la diferencia térmica entre los meses de invierno y de verano no es muy pronunciada; mientras que la temperatura en enero se encuentra alrededor de los 7°C, en los meses de verano no sobrepasa de los 20°C. También cabe analizar, que aunque la media de diciembre y enero se sitúa por encima de los 5°C, tanto el anuario de la DFB, cómo los datos históricos pertenecientes a la Agencia estatal de meteorología, resaltan temperaturas medias negativas para dichos meses, siendo muy común la aparición de heladas.

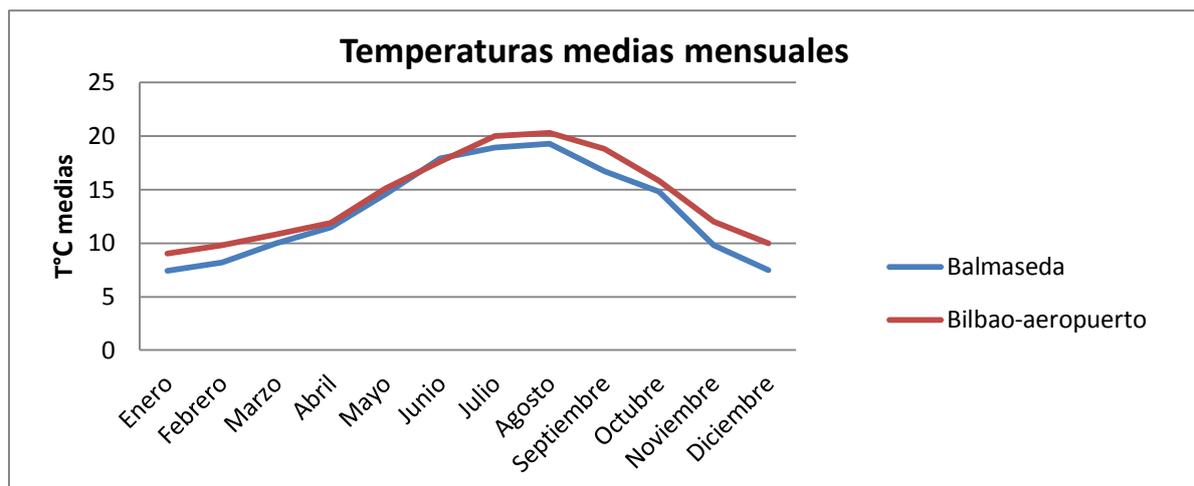


Figura 19. Temperaturas medias mensuales en el periodo 1995-2009. Fuente: elaboración propia en base a los datos proporcionados por aemet y el Anuario de la DFB

En cuanto al régimen pluviométrico, puede observarse cómo en general, para las dos estaciones, el régimen de precipitaciones es estacional, con un máximo en el mes de noviembre y un mínimo situado en los meses de Junio y Julio. Las precipitaciones medias acumuladas durante el año rondan los 1100-1200mm, hecho que demuestra el alto régimen pluviométrico típico del clima atlántico.

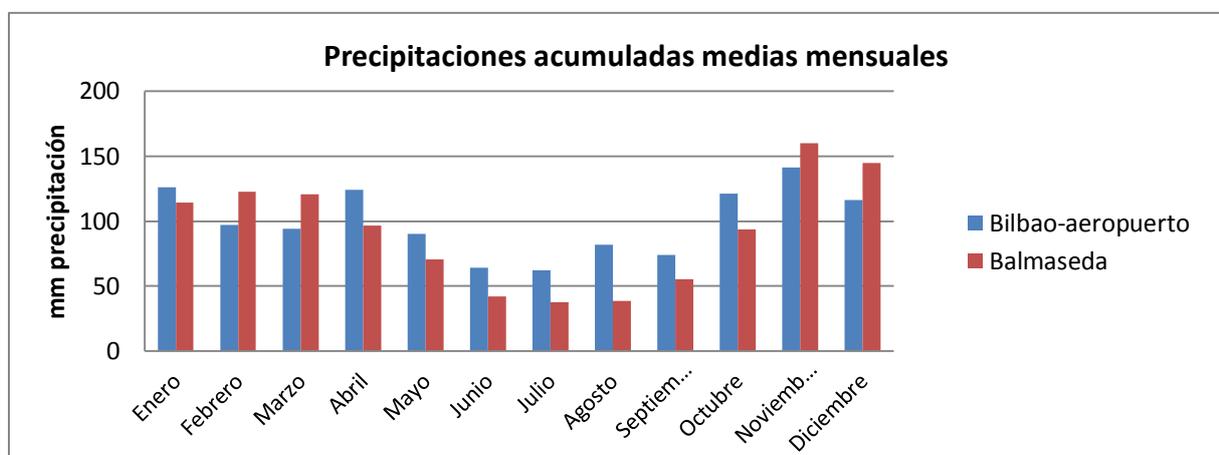


Figura 20. Precipitaciones medias acumuladas mensuales en el periodo 1999-2009. Fuente: elaboración propia en base a los datos proporcionados por aemet y el Anuario de la DFB



Otros datos importantes proporcionados por la estación meteorológica de Bilbao-aeropuerto y que nos pueden dar una idea generalizada de las características meteorológicas de la zona atlántica occidental del País Vasco, son los siguientes:

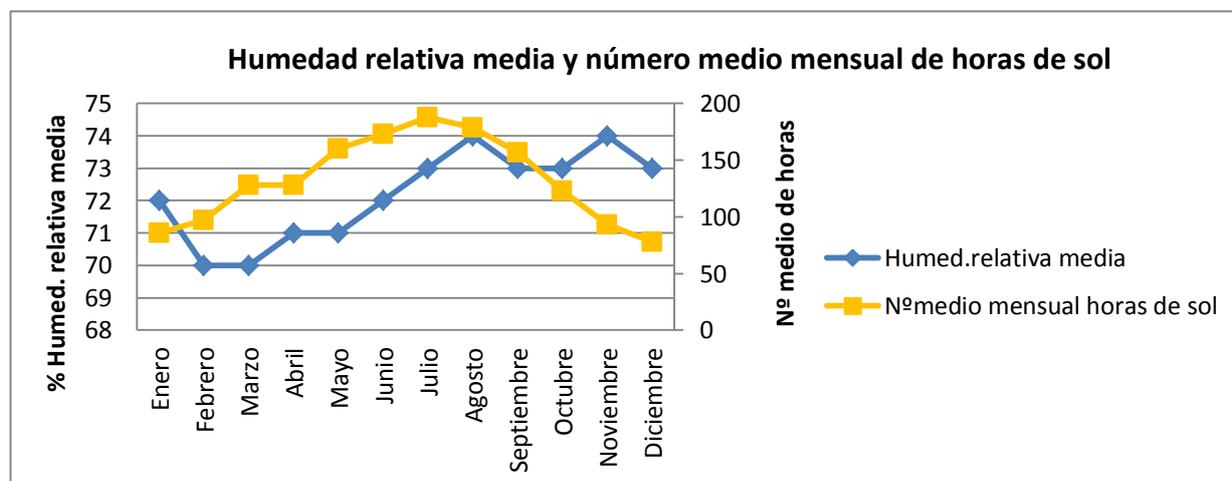


Figura 21. Otros datos importantes climatológicos. Fuente: elaboración propia basado en los datos de AEMET (Agencia estatal de meteorología).

En este último gráfico, se puede observar que por una parte, en relación con la humedad relativa, el efecto combinado de la proximidad al mar, las temperaturas suaves y la abundante precipitación, hace que el clima sea muy húmedo, siendo los meses más secos febrero y marzo, con un 70% de humedad relativa media, y el más húmedo agosto y noviembre, alcanzando un 74%. Por otra parte, el número medio mensual de horas de sol presenta un régimen estacional, presentando el máximo en pleno verano y el mínimo en invierno y una acumulación media anual de 1584h.

13.3.2 Figuras complementarias

MATERIAL	CARACTERISTICA	TAMAÑO (mm)
<i>Piedra</i>	----	> 70
<i>Grava</i>	<i>Gruesa</i>	30 - 70
	<i>Media</i>	5 - 30
	<i>Fina</i>	2 - 5
<i>Arena</i>	<i>Gruesa</i>	1 - 2
	<i>Media</i>	0.2 - 1
	<i>Fina</i>	0.1 - 0.2
<i>Polvo</i>	<i>Grueso</i>	0.05 - 0.1
	<i>Fino</i>	0.02 - 0.05
<i>Limo</i>	<i>Grueso</i>	0.006 - 0.02
	<i>Fino</i>	0.002 - 0.006
<i>Arcilla</i>	<i>Gruesa</i>	0.0006 - 0.002
	<i>Fina</i>	0.0002 - 0.0006
<i>Ultra - Arcilla</i>	----	0.00002 - 0.0002

Tabla 9. Clasificación granulométrica. Fuente: Universidad libre de Colombia.



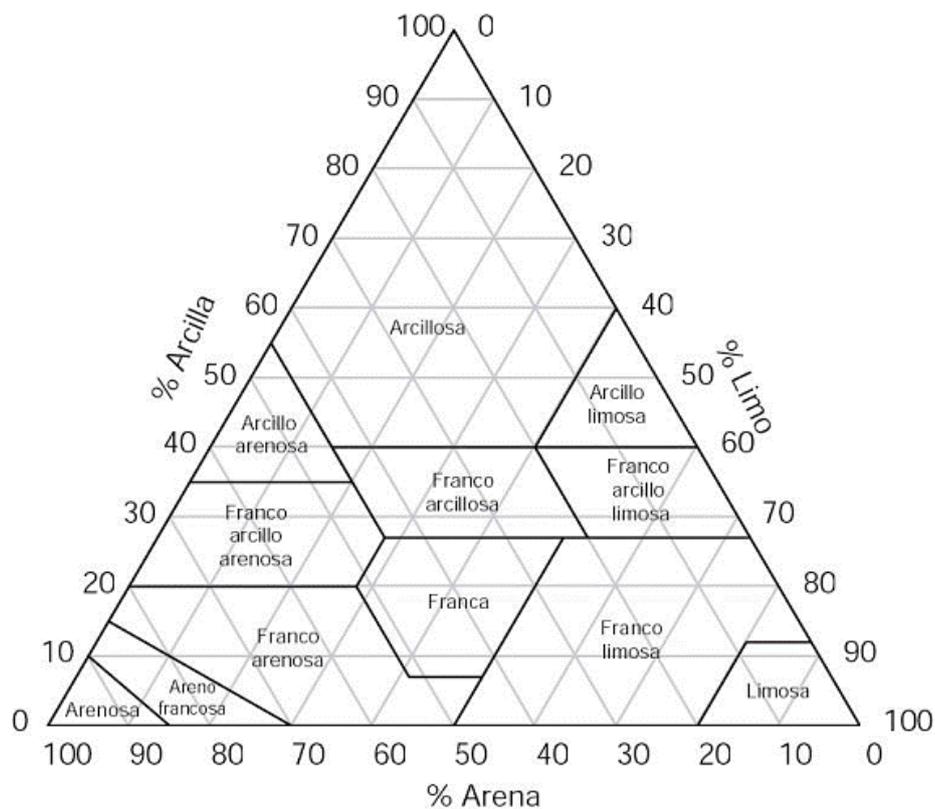


Figura 22. Clasificación USDA de los suelos según textura.

13.3.3 Imágenes complementarias del proceso de construcción de la infraestructura de demostración de silvicultura adaptativa.



Imagen 8. Bolsas de ceniza procedentes de la caldera de biomasa e Durango (izquierda) y bolsas de Biochar importadas desde Suiza. Fuente: propia





Imagen 9. Parcelas en el huerto semillero de Karrantza. Fuente: propia



Imagen 10. Distribución del biochar en una de las parcelas. Fuente: propia



Imagen 11. Aplicación de las cenizas en una de las parcelas. Fuente: propia



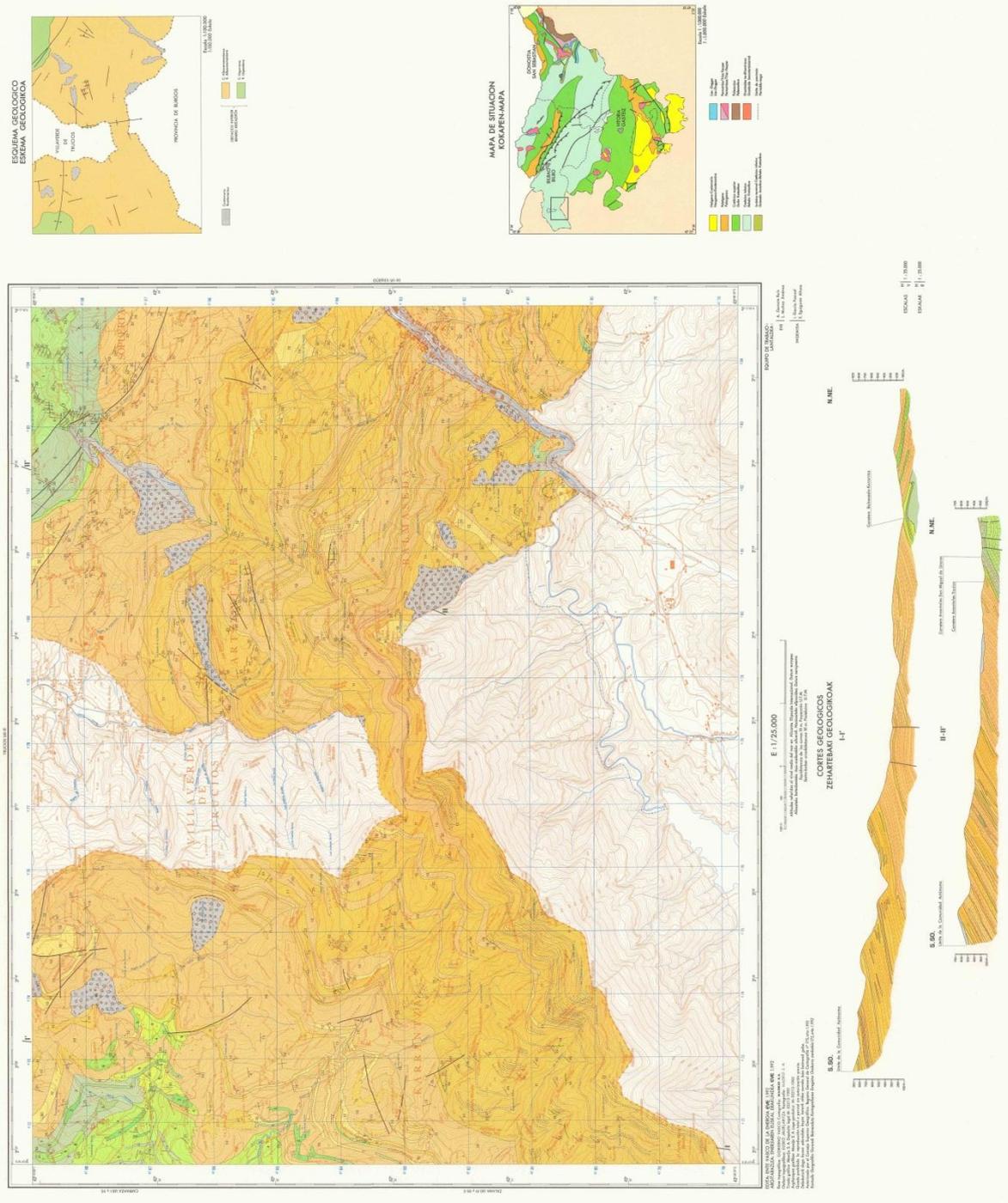


Figura 23. Mapa litológico de la zona de Balmaseda. Fuente:EVE



