

## PAUTAS PARA INDUCIR UNA ACUMULACIÓN ADICIONAL DE CARBONO ORGÁNICO EN BIOMASA FORESTAL Y EN SUELOS AGRÍCOLAS, PASCÍCOLAS Y FORESTALES EN LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DEL PAÍS VASCO

M. CAMPS ARBESTAIN, I. MARTÍNEZ DE ARANO, S. MENDARTE, A. AIZPURUA, M. PINTO

NEIKER-Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario, Berreaga 1, 48160-Derio

**Abstract.** Soil organic matter represents the most stable C stock of the terrestrial ecosystems, with a residence time greater than that of the C present in the biomass, although C accumulation in the latter also plays an important role given its fast accumulation rate and the possibility of increasing its residence time by the promotion of quality wood products. The human activities can induce the occurrence of important changes in the functioning of the agricultural, grasslands and forest systems either as a C sink or as a C source. In this work, we pretend to analyse the different management techniques able to induce an additional C sequestration in terrestrial ecosystems of the Basque Country (CAPV) in a sustainable manner, either through the protection of those ecosystems that naturally store C (p.e. peatlands) or by the manipulation of those systems able to sequester C beyond the present conditions (p.e. through the addition of exogenous organic matter), within other management techniques. In any case, it should be noted that the chances of C sequestration in soil and biomass are finite (with the exception of the use of biomass for energy as substitute of non renewable fossil fuels). In spite of this, the establishment of management practices that induce increases in the C stocks represents other beneficial effects (win-win effect) from the environmental point of view, such a sustainable agricultural, grassland and forest management, with the concomitant improvement of the quality of waters and soils and, in general, that of the natural environment.

**Resumen.** La materia orgánica del suelo representa el stock de C más estable de los ecosistemas terrestres, con un tiempo de residencia mayor que el presente en la biomasa, aunque la acumulación de C en esta última juega también un papel importante, dada la rapidez con la que produce su acumulación y la posibilidad de incrementar su tiempo de residencia mediante el fomento de los productos de madera de calidad. Las actuaciones humanas pueden originar grandes cambios en el funcionamiento de los sistemas agrícolas, pascícolas, y forestales como fuente o sumidero de C orgánico. En este trabajo se pretenden analizar distintas técnicas de gestión para inducir un secuestro de C adicional en ecosistemas terrestres de la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) de forma sostenible, ya sea mediante la protección de aquellos ecosistemas que almacenan C (p.e. turberas), o mediante la manipulación de los ecosistemas para aumentar el secuestro de C más allá de las presentes condiciones (p.e. mediante la adición de materia orgánica exógena), entre otras pautas. En cualquier caso, cabe resaltar que las posibilidades de secuestro de C en suelo y biomasa son finitas (a excepción de que esta última se utilice para producción de energía en sustitución de combustibles fósiles no renovables). A pesar de ello, conviene resaltar que el establecimiento de medidas para incrementar los stocks de C conlleva otros efectos beneficiosos (efecto *win-win*) desde el punto de vista medioambiental, como son una gestión agrícola, pascícola, y forestal sostenible, con la consiguiente mejora de la calidad de las aguas y los suelos y, en general, del medio natural.

### INTRODUCCIÓN

Los sistemas terrestres naturales - bajo unas determinadas condiciones climáticas y

para una determinada concentración de CO<sub>2</sub> atmosférico - pueden considerarse en equilibrio dinámico con respecto al C, si bien

la velocidad de secuestro de C puede variar considerablemente de unos sistemas a otros. Las perturbaciones que se producen en los ecosistemas terrestres naturales (especialmente cambios de uso, incendios, laboreo, erosión, encalado o fertilización) afectan a la dinámica del C orgánico del suelo, produciéndose generalmente una disminución en sus contenidos. Así, en los suelos de la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV), la transformación del monte a pasto y a cultivos ha dado lugar a pérdidas importantes de materia orgánica del suelo, en el orden: uso forestal > pasto > huerta > frutales > cultivos extensivos > viñedo (IHOBE, 2005), siendo este gradiente más intenso (mayor descenso de C orgánico) en la provincia de Álava. Las estimaciones de pérdidas históricas de C orgánico en suelos cultivados (40-90 Pg a nivel mundial; 1Pg =  $10^{15}$  g) proporcionan una primera referencia acerca del potencial de secuestro de C orgánico en suelos. En la mayoría de casos, los niveles de C orgánico de suelos agrícolas - incluso bajo condiciones de manejo adecuadas - difícilmente van a conseguir recuperar niveles de C orgánico por encima de su condición natural. Por ello, los stocks de C orgánico de un suelo en sus condiciones naturales a menudo se consideran como el nivel máximo de potencial de secuestro de C para ese suelo. Sin embargo, existen algunas excepciones, en las que la actividad humana ha llegado a producir suelos con mayores niveles de C orgánico que los suelos naturales presentes en las mismas condiciones climáticas. Es el caso de muchos suelos definidos como *Plaggen soils* en las zonas costeras del centro y del norte de Europa, o de los suelos denominados *Terra Preta-do-Indio* en Brasil, elaborados a partir de la mezcla de residuos de las actividades humanas (incluyendo los excrementos humanos y animales), y en los que algunas tribus amazónicas realizan sus cultivos (Sombroek y col., 1993). Aquí, en el caso concreto de la CAPV se da una situación

similar en los suelos de invernaderos, en los que se han producido acumulaciones importantes de materia orgánica tras adiciones continuadas de estiércol.

En este trabajo se pretenden analizar distintas técnicas de gestión para inducir un secuestro de C adicional en ecosistemas terrestres de la CAPV de forma sostenible, ya sea mediante la protección de aquellos ecosistemas que almacenan C (p.e. turberas), o mediante la manipulación de los ecosistemas para aumentar el secuestro de C más allá de las presentes condiciones (p.e. mediante la adición de materia orgánica exógena).

De los principales sumideros de C orgánico existentes en los ecosistemas terrestres, la materia orgánica del suelo representa el stock de C más estable, con un tiempo de residencia mayor que el presente en la biomasa, aunque la acumulación de C en esta última juega también un papel importante, dada la rapidez con la que produce su acumulación y la posibilidad de incrementar su tiempo de residencia mediante el fomento de los productos de madera de calidad. En cualquier caso, las posibilidades de secuestro de C en suelo y biomasa son finitas (a excepción del caso en que esta última se utilice para producción de energía en sustitución de combustibles fósiles no renovables). Lal y col. (1998) estiman que en un período de 50 años se alcanzarán los límites máximos de secuestro de C mediante técnicas de uso y gestión de tierras agrícolas, forestales, y pascícolas, si bien se espera que este lapso de tiempo permita realizar los reajustes necesarios en los sistemas de producción de energía para poder estabilizar los niveles de CO<sub>2</sub> liberados a la atmósfera. Por otro lado, hay que tener en cuenta que el establecimiento de medidas para incrementar los stocks de C conlleva otros efectos beneficiosos (efecto *win-win*) desde el punto de vista medioambiental, como son una gestión agrícola, pascícola, y forestal sostenible, con la consiguiente

mejora de la calidad de las aguas y los suelos y, en general, del medio natural.

### **FORESTACIÓN/REFORESTACIÓN, GESTIÓN FORESTAL Y SECUESTRO DE CARBONO**

La repoblación de terrenos desarbolados y la forestación/reforestación de áreas de cultivos suponen un incremento de la capacidad de fijación de C en el ecosistema en el que se actúa, aunque dicho incremento depende de (i) la calidad del suelo en el momento de la transformación, y (ii) las características ecorregionales. La acumulación de C orgánico se produce tanto en la biomasa como en el suelo, realizándose la primera de forma más rápida y la segunda de forma más duradera. Así, por ejemplo, la tasa media estimada de acumulación de C en la biomasa de las plantaciones de pino radiata de la CAPV con un turno de 35 años es de 2,64 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, y la de plantaciones de eucalipto en Galicia con un turno de 16 años oscila entre 7 y 14 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Valero, 2004; Macías, comunicación personal). En el caso del suelo, la velocidad de acumulación de C orgánico tras la forestación es o bien baja o incluso negativa durante los primeros 3-5 años (dependiendo de las labores de preparación del terreno realizadas), aumentando hasta un máximo en 10-15 años, y disminuyendo eventualmente cuando el suelo alcanza un equilibrio con la vegetación. Según Lal (2001), la velocidad media de secuestro de C orgánico en suelos tras la forestación de tierras labradas en un período de entre 40 y 50 años oscila entre 0,5 a 1 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, aunque el informe del INRA (2002) sugiere valores más conservadores, posiblemente debido a que en Francia predominan los suelos calcáreos en los que la fijación de C es lenta, e indica unos incrementos medios anuales de C tras la forestación de tierras labradas de 0,45 ± 0,25 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en un escenario de 20 años. Estimaciones globales de secuestro de C en

suelos y biomasa tras una forestación/reforestación en zonas de clima templado oscilan entre 1,5-4,5 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (FAO, 2001).

Dentro de los compromisos asumidos dentro del Programa Marco Ambiental 2002-2006 se encuentra el mantener y/o aumentar la superficie forestal de la CAPV, por lo que, en este sentido, dichos compromisos coinciden con los objetivos que se plantean aquí para incrementar el secuestro de C en suelos y biomasa. Sin embargo, las posibilidades de llevar a cabo reforestaciones en grandes extensiones son limitadas, sobre todo en la vertiente cantábrica, debido a que la superficie forestal actual es ya considerable teniendo en cuenta los requerimientos socio-económicos de los distintos sectores de producción primaria. Así, los datos del Inventario Forestal Nacional 2 (IFN2) realizado en el año 1996 indican que la superficie forestal en la CAPV (469.353 ha) ocupa un elevado porcentaje del territorio autonómico (65%) y que, en general, la superficie forestal es productiva, dado que el 77% de la superficie forestal se encuentra arbolada, entendiéndose como tal aquella superficie forestal con una cobertura superior al 20%. Por otro lado, según el mismo inventario forestal, la superficie desarbolada actual – indicativa del potencial de forestación de la CAPV – es de 79.349 ha. El principal empleo de los terrenos desarbolados de la CAPV es el sostenimiento de la cabaña ganadera. En el caso de llevar a cabo repoblaciones forestales en montes desarbolados se aconseja que éstas se realicen cuando la fertilidad del suelo de estos montes sea demasiado baja para dedicarlos a pastos o donde haya una pendiente excesiva para tal fin (>30% pendiente).

La forestación de áreas con pastos herbáceos da lugar, en general, a incrementos de C orgánico del suelo pequeños (INRA, 2002), e incluso se ha observado que, bajo determinadas condiciones edafoclimáticas,

pueden producirse pérdidas moderadas de C orgánico (Compton y Boone, 2000). Así, bajo condiciones favorables, como es el caso de una forestación de terrenos pascícolas en Andosoles, se han detectado unos flujos de acumulación de C de  $0,2 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  en 25 años y de  $0,12 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  en 200 años (Ross y col., 1999). Por otro lado, bajo condiciones desfavorables (p.e. clima cálido, suelos arenosos) se han detectado pérdidas de C orgánico tras la forestación (Compton y Boone, 2000). Soussana y col. (2004) proponen unos incrementos de  $0,1 \pm 0,02 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  en los primeros 20 cm de suelo por un período de 90 años tras la conversión de pastos herbáceos a bosque. En la CAPV, los valores de C orgánico de los suelos de pastos son generalmente inferiores a los correspondientes de los suelos forestales (IHOBE, 2005). Los primeros se encuentran en su mayoría entre 50 y  $70 \text{ t C ha}^{-1}$ , mientras que los segundos oscilan predominantemente entre 70 y  $90 \text{ t C ha}^{-1}$  (valores todos ellos correspondientes a los primeros 30 cm de suelo) de lo que se deduce que con una forestación de los suelos de pastos se podrían incrementar los stocks de C en suelos (e incluso aumentar la materia orgánica en profundidad  $> 30 \text{ cm}$ ) y, además, en biomasa. Sin embargo, dado el papel relevante de los pastos herbáceos de la CAPV para la conservación de la fauna y flora silvestres, el recreo, y la producción, se considera prioritaria la realización de una mejora en su gestión cuando los factores climáticos, topográficos, edáficos, e hidrológicos sean favorables a este uso. Esta situación cambia allí donde hay riesgo de degradación de los suelos por erosión, abandono por parte de la población, etc. En todo caso, se considera aconsejable favorecer un mosaico de aprovechamientos forestales y pascícolas con una distribución racional que tenga en cuenta clima, pendiente, riesgo de erosión, tipo de suelo, necesidad de protección de grandes reservorios de agua, etc.

El potencial de secuestro de C en suelos tras la forestación o el establecimiento de praderas permanentes en zonas degradadas (p.e. zonas de minas) es elevado, si se les añaden los *inputs* necesarios para alcanzar los niveles deseables de productividad. Lal (2001) estima unos flujos medios anuales de acumulación de C en suelos tras la forestación de zonas de minas y otros suelos degradados que oscila entre  $0,3$  y  $1 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . El Programa Marco Ambiental de la CAPV (2002-2006) propone mantener una actividad anual de recuperación de paisajes degradados de alta incidencia ambiental (canteras abandonadas y escombreras, zonas mineras, zonas con grave riesgo de erosión, etc.), con lo que se deberán tener en cuenta dichas restauraciones en las próximas contabilizaciones de los sumideros de C en suelos y biomasa de la CAPV.

Las replantaciones/regeneraciones forestales tienen, en principio, un menor potencial para secuestrar C orgánico en suelos que las forestaciones/reforestaciones. Sin embargo, al igual que en estas últimas, existe el potencial de acumular C orgánico en la biomasa forestal. La ordenación forestal y la gestión forestal sostenible deben ser partes esenciales de cualquier proyecto a desarrollar en este campo. En este sentido, mediante una correcta ordenación de montes se pueden tener capturas constantes de C a lo largo del tiempo. Por otro lado, con el uso de una serie de prácticas de gestión de bosques adecuadas se puede, no sólo evitar las pérdidas de C orgánico del suelo que frecuentemente tienen lugar en plantaciones forestales comerciales, sino que se puede incluso favorecer e incrementar la acumulación de los stocks de C orgánico en los suelos. A continuación se describen una serie de prácticas de gestión de bosques que pueden favorecer la acumulación de C orgánico en los suelos y la biomasa forestales.

### Labores de preparación del terreno

La pérdida de suelo por procesos erosivos originados por un uso inadecuado de la maquinaria en la retirada de la cubierta vegetal y la preparación del terreno en un sistema forestal se produce generalmente con mucha mayor rapidez que la que tiene lugar en suelos agrícolas. Ello es debido a que los suelos forestales se encuentran generalmente en zonas de ladera, donde las pendientes son mayores que en los suelos agrícolas, en su mayoría ubicados en fondos de valle. Ello explica que, a menudo, se produzcan pérdidas de C orgánico extraordinariamente elevadas los primeros años tras una forestación/reforestación. Si asumimos un contenido medio de  $80 \text{ t C ha}^{-1}$  en los primeros 30 cm de suelo forestal de la CAPV, una pérdida de 1 cm de suelo representa una pérdida de  $2,7 \text{ t C ha}^{-1}$ . El problema es doblemente preocupante, ya que los suelos de ladera son suelos ya de por sí jóvenes, poco profundos, en los que se producen continuamente procesos erosivos geológicos, hecho que contrasta con los suelos de fondos de valle, que tienden a ser profundos y fértiles por ser receptores de aportes aluvio-coluviales. La pérdida del horizonte superficial que se produce como consecuencia de los procesos erosivos dificulta el enraizamiento de las especies encespantes y rizomatosas y, en consecuencia, impide que la parcela se cubra prontamente de vegetación (Olarieta y col., 1999). Por todo ello, es esencial que las labores de preparación del terreno en las repoblaciones y forestaciones/reforestaciones sean lo menos agresivas posible y, sobre todo, que protejan al suelo contra la erosión, para evitar pérdidas del C orgánico acumulado en el suelo.

El uso inadecuado de la maquinaria en la preparación de los terrenos forestales explica, al menos en parte, los bajos niveles de C orgánico del suelo observados en parcelas de repoblación de coníferas de

algunas zonas de Bizkaia, con valores frecuentes de  $40 \text{ t C ha}^{-1}$  (datos no mostrados) cuando los valores deberían oscilar, como mínimo, entre 70 y  $80 \text{ t C ha}^{-1}$  (IHOBE, 2005). La pérdida del horizonte superficial y el deterioro de las propiedades físicas del suelo resultantes de una mecanización agresiva pueden suponer, a su vez, una disminución de la productividad de las plantaciones forestales y, por lo tanto, de la capacidad de secuestro de C en biomasa. Por todo ello, en el caso de que se produjera una mejora de la gestión de los suelos bajo estas plantaciones, se conseguiría incrementar notablemente la biomasa forestal y los niveles de C orgánico de estos suelos. De todas maneras, hay que hacer hincapié en que la velocidad de formación de un suelo es muy lenta por lo que, aún a pesar de poder recuperar parte del C orgánico perdido, no va a ser posible la recuperación del horizonte superficial eliminado en el turno de corta del pino radiata (35 años). Esto pone de manifiesto la importancia de conservar, o mejor aún, de favorecer el desarrollo de los suelos (Macías y col., 2003).

En general, con las técnicas de laboreo intensivas es recomendable no airear ni exponer los horizontes superficiales a la luz solar demasiado tiempo, para así evitar una oxidación importante de la materia orgánica. Sin embargo, en suelos delgados, el limitante del crecimiento radicular es muchas veces la presencia de un contacto lítico en cuyo caso un laboreo que permita una ampliación del volumen a explorar por las raíces se convierte en un mayor espesor efectivo del suelo y, por lo tanto, en una mayor profundidad del sumidero (Macías, comunicación personal). Si no se producen efectos negativos sobre el suelo, todas aquellas labores selvícolas que supongan una regeneración, aumento de la vitalidad y de vigor vegetativo en las masas arbóreas, incrementando su producción, llevará emparejado una adición a la fijación de C.

## La fertilización de las plantaciones forestales

En un ecosistema forestal natural, la dinámica de nutrientes está principalmente dirigida por procesos de transferencia dentro del ecosistema, a través de mecanismos de reciclaje, y también mediante entradas (deposición atmosférica, escorrentía y sedimentación, fijación de N<sub>2</sub>) y salidas (erosión, lavado, volatilización) de nutrientes. En plantaciones comerciales, sin embargo, el flujo de nutrientes se ve alterado por la acción antrópica. La cantidad de nutrientes que se extraen en los productos forestales puede llegar a ser importante, especialmente cuando se saca la madera con corteza y no se dejan los restos de poda y descortezado en el propio suelo, por lo que éstos deben ser devueltos al suelo para que tenga lugar una producción forestal sostenible. Los flujos de los nutrientes en plantaciones comerciales pueden ser controlados al nivel de producción deseado, de forma que las entradas de nutrientes balanceen las salidas siempre teniendo en cuenta las pérdidas por lavado, erosión, desnitrificación, inmovilización de P, etc., y no un simple balance de masas en la cosecha. Dentro de los principales nutrientes, la disponibilidad de elementos como N, Ca, y P, es esencial para favorecer tanto la producción de biomasa forestal como los procesos de humificación de la hojarasca y raíces muertas. En la CAPV actualmente se están llevando a cabo campañas de fertilización de P en plantaciones forestales, sobre todo de pino radiata.

En general, se estima que combinando mejora genética y fertilización se puede incrementar la productividad de las plantaciones forestales hasta un 40%, con las consiguientes implicaciones en el C orgánico acumulado en los suelos. El IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático - *Intergovernmental Panel on Climate Change*) (2000) estima

que, mediante una gestión de bosques que incluya fertilización, elección de especies, y utilización de prácticas que reduzcan la degradación de los bosques, los flujos de acumulación de C en el suelo pueden ser del orden de 0,53 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Finalmente, debe señalarse que (i) la micorrización puede influir positivamente sobre el estatus nutricional de las plantaciones forestales, (ii) un aumento en el contenido de CO<sub>2</sub> en la atmósfera, debido al cambio climático, puede tener un efecto fertilizante (Bazzaz y Sombroek, 1996), y (iii) una gestión correcta del agua, al igual que la de nutrientes, va a afectar tanto la productividad de la biomasa como el stock de C en suelos forestales (Lal, 2001).

## Especies forestales y secuestro de carbono en suelos y biomasa

➤ **Elección de especies forestales de elevada productividad.** El incremento de C secuestrado en biomasa se puede conseguir mediante la selección de los cultivos forestales de mayor producción en las condiciones edafoclimáticas de la zona y cuya madera tenga buenas perspectivas de mercado. En esta línea, la mejora genética puede tener un papel importante.

➤ **Elección de especies forestales (roble, cerezo, fresno, castaño, nogal, etc.) para la obtención de madera de calidad.** Se entiende por madera de calidad aquella que tiene unas características adecuadas de densidad, rectitud de fibra, propiedades físicomecánicas, trabajabilidad, carencia de nudos, así como dimensiones aserrables y debobinables que la hacen apta para su utilización como productos de madera de vida larga. Con estos productos se consigue (i) alargar el turno del stock de C en madera y (ii) sustituir a productos que para su fabricación han emitido mucho C fósil. Además, el aprovechamiento de los productos forestales no sólo contribuye a aumentar el C almacenado, sino que también

a que la masa forestal renovada continúe fijando CO<sub>2</sub> con mayor intensidad. Uno de los compromisos dentro de la Estrategia Ambiental Vasca de Desarrollo Sostenible (2002-2020) es el de aumentar para el año 2012 la superficie de bosque autóctono en un 10% con respecto a la superficie del año 2001 y un 20% para el año 2020. Además, en dicha Estrategia se propone fomentar los usos imperecederos de la madera (entre ellos el uso para la construcción de edificios públicos) y desarrollar campañas de promoción de estos usos de la madera con certificación de gestión forestal sostenible. Por otro lado, según la Estrategia Temática Europea de Suelos (Baritz y col., 2004), la regeneración natural, por medio de la aplicación de una selvicultura ecológica con la re-introducción de especies forestales adaptadas a la zona y la utilización de técnicas que minimicen el impacto sobre el suelo ofrece un importante potencial para incrementar la materia orgánica del suelo a largo plazo, siendo este potencial mayor cuanto más bajos sean los contenidos iniciales de materia orgánica.

➤ **Elección de especies forestales que generen mayor cantidad de humus.** Los residuos vegetales varían en su inherente facilidad para descomponerse debido a sus diferentes características físico-químicas. Los microorganismos degradan los compuestos de forma selectiva, con preferencia por los compuestos menos recalcitrantes, por lo que gradualmente se incrementa la relación de C orgánico recalcitrante en el suelo. Por lo tanto, la elección de una determinada especie forestal u otra representa un control potencial sobre la descomposición de la materia orgánica. Así, la hojarasca del eucalipto se caracteriza por tener un elevado porcentaje de elementos solubles y, por tanto, por ser más fácilmente descomponible, aunque este efecto menos favorable sobre el secuestro de C en suelos de esta especie, con respecto a otras especies forestales, puede verse compensado por un

elevado secuestro de C en la biomasa, debido a su rápido crecimiento. Las sustancias más comúnmente utilizadas como medidas de la calidad de los residuos son la lignina y determinadas sustancias polifenólicas. En sistemas agroforestales, se ha llegado a proponer como medida para aumentar el stock de C orgánico del suelo, la adición de tejidos leñosos recalcitrantes y de hojarasca con elevadas relaciones C:N y elevado contenido de lignina (Paustian y col., 1997).

Diversos estudios indican que especies fijadoras de N<sub>2</sub> tienden a acumular un 20-50% más de C orgánico en suelos que las especies no fijadoras (Bernhard-Reversat, 1987; 1993; Boring y col., 1988; Resh y col., 2002). Sin embargo, no se dispone de datos que indiquen si ese incremento de fijación de C compensa el posible incremento de las emisiones de los óxidos de N, por lo que esta opción debería investigarse en profundidad antes de tomar decisiones a gran escala. Hasta hace poco, la idea dominante era que la adición de N a los suelos aumentaban la descomposición microbiana de la materia orgánica fresca (Fog, 1988). Sin embargo, este incremento tiene lugar cuando el sustrato es pobre en lignina, mientras que puede tener un efecto inhibitorio en un sustrato rico en lignina (Hobbie, 2000). Es posible que (i) la adición de N, especialmente en forma de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, favorezca el crecimiento de la flora descomponedora de celulosa, con respecto a la ligninolítica (Fog, 1988; Aber et al., 1998; Carreiro y col., 2000), y que (ii) los compuestos nitrogenados de bajo peso molecular (aminoácidos, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) se incorporen mediante enlaces covalentes entre moléculas de C (por ejemplo, moléculas de lignina y compuestos fenólicos), aumentando la recalcitrancia de estos compuestos (Fog, 1988; Berg, 1986, 2000; Resh y col., 2002). Ello explicaría la mayor acumulación de materia orgánica que se produce en suelos bajo especies fijadoras de N<sub>2</sub> con respecto a las no fijadoras. Desde este punto de vista, se propone la conservación y restauración de las

alisedas de la CAPV, allá donde hayan sido eliminadas, y la realización del seguimiento de C orgánico del suelo, así como de las posibles emisiones de los óxidos de N. Otras especies forestales fijadoras de N<sub>2</sub> que podrían considerarse son la *Acacia* y la *Robinia pseudoacacia*, si bien tienen el riesgo de su carácter invasor.

### Incendios forestales

Los incendios forestales, además de producir pérdidas económicas importantes, ocasionan graves efectos ambientales en los ecosistemas. En el caso concreto del C orgánico del suelo, se producen importantes pérdidas de éste (i) en forma de CO<sub>2</sub> durante el incendio (aunque por otro lado se forme carbón, una forma de carbono muy recalcitrante) y, (ii) con los procesos erosivos que tiene lugar posteriormente debido a la falta de cubierta protectora. Por lo tanto, se considera esencial impedir los incendios y la erosión de forma que se favorezca el desarrollo e incremento de espesor de los horizontes humíferos del suelo. En el caso concreto de la CAPV, los incendios forestales de diciembre de 1989, que afectaron muy gravemente a amplias extensiones forestales del área costera, calcinaron gran número de plantaciones de coníferas y de mirtáceas (eucalipto). En ese año se produjeron unos 1.300 fuegos en toda la CAPV y se quemaron más de 37.000 ha, mientras que la media habitual era de 100 focos al año y de 2.000 ha quemadas. Pocos meses después de que tuvieran lugar los incendios comenzaron labores de tala a matarrasa, de apertura de nuevas pistas y de acondicionamiento para las nuevas plantaciones, por lo que se acentuaron los procesos erosivos, y debieron de producirse importantes pérdidas de suelo.

**Otras pautas de gestión forestal sostenible que, a su vez, inducen una acumulación de C orgánico en los ecosistemas forestales**

Favorecer la intercalación de fajas o hileras, aprovechando bordes de caminos y lindes, de arbolado de especies caducifolias autóctonas para evitar la monotonía y fragilidad de manchas extensas de cultivo. La implantación de bandas arboladas estrechas induce un secuestro adicional de C, pero éste puede ser muy variable según las características del seto (longitud, altura, etc.). El INRA (2002) estima unos flujos de acumulación de C de 0,1 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> por 100 m lineares de seto por ha, y Lal y col. (1998) de 0,5 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Se está reconsiderando la implantación de setos por su interés medioambiental en (i) la lucha contra la erosión (los setos paralelos a las curvas de nivel evitan mayores exportaciones de materia orgánica al retener la tierra erosionada), (ii) los efectos positivos sobre la biodiversidad y el desarrollo de la fauna auxiliar en protección integrada, (iii) la protección del ganado de pastoreo, interés paisajístico, etc. Sin embargo, los costes de implantación y de mantenimiento limitan su establecimiento.

Favorecer el cultivo de especies caducifolias exigentes, como el cerezo, en zonas de vaguada donde los suelos son más profundos y ricos. Ello, aunque no deje de ser también un cultivo maderero, está más en armonía con las condiciones edáficas de tales lugares y se aproxima, en cierta medida, al bosque natural que habría en ellos (Diputación Foral de Gipuzkoa, <http://www.euskonews.com/0108zbnk/gaia10806es.html>.)

Favorecer la acumulación de madera muerta en el piso del bosque, ya sean restos de corta y descortezado resultantes de las actividades realizadas en las plantaciones forestales, como restos de madera muerta que se acumula en los bosques naturales de la CAPV. Con ello se favorece no sólo el secuestro de C orgánico en los ecosistemas forestales, sino también el mantenimiento de la biodiversidad, aunque en algunos casos

ello puede suponer riesgos adicionales en relación a la sanidad forestal o la intensidad de los incendios.

### **GESTIÓN DE PASTOS HERBÁCEOS Y SECUESTRO DE C**

Los pastos herbáceos son ecosistemas particularmente complejos debido a los diversos elementos que los forman, y los muy diversos sistemas de gestión y condiciones ambientales en las que se encuentran. Asimismo, en estos ecosistemas, la contribución de otros gases con efecto invernadero, además del CO<sub>2</sub>, como son N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub>, puede ser importante. La magnitud con la que intervienen los distintos gases depende del clima, el suelo, la vegetación, la gestión, y las condiciones ambientales globales, de modo que deben conocerse sus posibles interacciones para evitar que una gestión enfocada a una reducción en las emisiones de CO<sub>2</sub> mediante el incremento del stock de C en el suelo conlleve un incremento de las emisiones de N<sub>2</sub>O y de CH<sub>4</sub>.

Un factor que afecta considerablemente el contenido de C orgánico en los pastos herbáceos es el clima, debido a que éste influye en distinta medida sobre la productividad primaria neta de la hierba y sobre la mineralización del N del suelo (Conant y col., 2001). Además, la naturaleza, frecuencia, e intensidad de las acciones que se llevan a cabo en un pasto herbáceo juegan un papel clave en el balance de C. En el caso de las praderas de siega, una parte importante de la producción primaria se exporta como heno o silo, aunque parte de estas salidas se compensa con la aplicación de estiércol o purines. Por otro lado, bajo un sistema intensivo de pastoreo, hasta un 60% de la producción del pasto herbáceo (en materia seca) la ingieren los herbívoros, mientras que en un sistema extensivo este porcentaje disminuye ostensiblemente. La mayor parte del C ingerido se digiere y se respira como CO<sub>2</sub> (hasta un 75% del C ingerido para el

caso de los forrajes más digestibles) y sólo una pequeña parte se acumula en los animales. Además, se producen pérdidas adicionales (5% del C ingerido) como CH<sub>4</sub> resultante de la fermentación ruminal, y se elimina el C no digestible (25-40% del ingerido) que retorna al suelo mediante los excrementos (Sousanna y col., 2004).

El contenido de C orgánico total presente en un ecosistema de pastos herbáceos, considerando conjuntamente el suelo y la biomasa, es menor que en un ecosistema forestal, aunque el contenido de C orgánico presente en el suelo puede llegar a ser mayor (Tate y col. 2000) debido a (i) la elevada densidad de raicillas de las especies herbáceas presentes, cuyos detritos favorecen la acumulación de C orgánico en el suelo, al contener compuestos (pe., lignina y polifenoles) recalcitrantes a la degradación, (ii) la liberación de gran cantidad de compuestos orgánicos mediante la rizodeposición, como son los polisacáridos, que favorecen la estabilización de los agregados del suelo con lo que queda parte de la materia orgánica protegida frente a la descomposición (Balesdent y col., 2000), y (iii) una elevada producción de microporos en el suelo, con lo que se favorece la retención de agua en el perfil y se ralentiza la descomposición de la materia orgánica. A pesar de todo ello, los valores de C orgánico de los suelos de los pastos herbáceos de la CAPV son generalmente inferiores a los correspondientes de los suelos forestales. Así, los valores de las medianas de C orgánico presente en los primeros 30 cm de los suelos de pastos herbáceos en Álava, Bizkaia y Gipuzkoa son 56, 53, y 69 t ha<sup>-1</sup>, respectivamente, mientras que los valores de los suelos forestales oscilan en su mayoría entre 70 y 90 t ha<sup>-1</sup> (IHOBE, 2005). Ello indica que no se están dando las condiciones más favorables para que se produzca acumulación de materia orgánica en los suelos que se encuentran bajo este tipo de uso, posiblemente debido a factores

asociados a técnicas de gestión, así como factores edáficos y topográficos.

En la CAPV encontramos praderas de siega, prados, y pastos de puerto o de montaña (aunque los datos de C orgánico recopilados para este proyecto no distinguen entre los distintos tipos de pastos herbáceos). Las praderas de siega que, ocasionalmente también se pastorean, son la base de la ganadería en los valles atlánticos y subatlánticos, en los que muchos terrenos de robledales y bosques mixtos de frondosas situados en suelos ricos y profundos se transformaron por acción antrópica en las actuales praderas. Éstas generalmente se encuentran en las cercanías de caseríos o núcleos habitados. En las tierras altas de los municipios y más alejadas de los núcleos habitados se encuentran los terrenos públicos dedicados a prados y pastos de puerto si no son repoblados con especies arbóreas. Éstos suelen ser amplias superficies dedicadas al pastoreo extensivo con muy pocos cuidados culturales. En algunas zonas se sigue recurriendo al fuego como regenerador del prado y como combate del matorral. Esto ocurre en las actuales zonas improductivas de matorral o en los prados pobres, también con invasión de matorral, que se sitúan sobre suelos ácidos y pobres en nutrientes (principalmente fósforo), problemas que se unen a menudo a condiciones meteorológicas duras, pendientes elevadas, suelos poco profundos (p.e. Urbía, Gorbea, Aralar, Izarraitz-Erlo, Ernio, Oiz, etc), y a una estimación de la carga ganadera poco ajustada que crea zonas con cargas bajas de pastoreo invadidas por el matorral junto con otras sobreexplotadas que propician su erosión.

Así, entre los factores responsables del empobrecimiento de materia orgánica de los suelos de pastos herbáceos de la CAPV encontramos los siguientes: (i) las características topográficas, con elevadas pendientes en los montes de la vertiente cantábrica, en los que se encuentran la

mayoría de los pastos herbáceos de la CAPV, que favorecen los procesos erosivos, (ii) la explotación intensiva de praderas, (iii) el sobrepastoreo en prados que provoca una disminución de la cubierta vegetal y aumenta, a su vez, los riesgos de erosión; (iii) la práctica de las quemas utilizada para controlar las especies leñosas que conlleva la pérdida de C orgánico como CO<sub>2</sub>, y (iv) la implantación a partir de la década de los 50 del uso de fertilizantes químicos y la mecanización, con el abandono de la práctica del esquilme realizada desde la antigüedad (que consistía en la utilización del helecho y del tojo como camas del ganado que, una vez mezclados con las deyecciones animales, se utilizaba como fertilizante de praderas y cultivos).

A continuación se describen una serie de prácticas de gestión de praderas y pastos que pueden favorecer la acumulación de C orgánico en estos suelos.

### **Fertilización de praderas y elección de especies vegetales**

Uno de los principales factores limitantes para el crecimiento de las praderas es la deficiencia nutricional, sobre todo de P en suelos ácidos. Una opción ecológica y sostenible es la introducción de especies fijadoras de N<sub>2</sub>, conjuntamente con una fertilización fosfatada. Con ello se incrementa el crecimiento de las leguminosas y, por tanto, la fijación de N<sub>2</sub>. Con la modificación de la calidad de las especies a introducir también se consigue una mayor producción (Lal, 2001). Así, los mayores stocks de C orgánico en las praderas se logran con mezclas de gramíneas y leguminosas (INRA, 2002), que en el caso de las praderas de la CAPV se consigue con una siembra con *Lolium multiflorum*, *Lolium repens*, y *Trifolium repens*, que al cabo de 3-4 años evolucionan a las especies herbáceas naturales.

Con la aplicación de fertilizantes, hay que tener en cuenta que, si bien una mayor fertilización induce un aumento de la producción de las praderas, también tiene lugar una aceleración de la mineralización y de la degradación de la materia orgánica (Sagar y col., 1997; 1999). Por lo tanto, la optimización de la acumulación de C en suelos viene a ser un compromiso entre estos procesos, y ello se consigue en las praderas medianamente ricas. Según Soussana y col. (2004), en Francia se pueden obtener incrementos de 0,2 a 0,5 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> mediante una serie de medidas de gestión de praderas y prados como son: (i) la reducción de la fertilización nitrogenada en praderas muy fertilizadas, (ii) un aumento de la duración de las praderas anuales, (iii) la conversión de praderas anuales a praderas plurianuales con mezclas de gramíneas y leguminosas o a prados permanentes, y (iv) una intensificación moderada de los prados permanentes pobres en nutrientes.

Por otro lado, conviene recordar que, con la fertilización nitrogenada y la presencia de leguminosas, se estimula la producción de N<sub>2</sub>O, por lo que habrá que tener en cuenta las emisiones de este gas a la hora de realizar los balances de gases con efecto invernadero. Este gas que tiene un potencial de calentamiento 300 veces mayor que el CO<sub>2</sub> (en un período de 100 años) y, a nivel global, los suelos originan el 65% de las emisiones de N<sub>2</sub>O (IPCC; 1996a) que se producen en los procesos microbianos de desnitrificación y nitrificación. En general, para un determinado suelo y condición climática, las emisiones de N<sub>2</sub>O aumentan con el incremento de las entradas de fertilizantes nitrogenados. La metodología del IPCC (1996b) asume un valor por defecto de 0,0025-0,0225 kg N<sub>2</sub>O-N producidos por kg de N añadido. El factor de emisión en prados es mayor que en praderas de siega, con un valor estimado de 0,031 kg N<sub>2</sub>O-N por kg de N añadido (Skiba y col., 1996).

Finalmente, debe mencionarse que un tipo de fertilización que contribuye al mantenimiento del C orgánico del suelo, al mismo tiempo que produce un aporte de nutrientes importante, es la aplicación de estiércol, con el que se compensan las exportaciones que tienen lugar en las praderas con las siegas. También existe la posibilidad de aplicar residuos orgánicos exógenos, como p.e. los lodos de depuradora. El efecto de estos residuos sobre los niveles de C orgánico de los suelos es mayor si la materia orgánica presente en éstos ha sido previamente estabilizada (p.e., mediante procesos de compostaje). En el caso de la aplicación de lodos de depuradora, se contempla su utilización siempre y cuando se asegure su inocuidad, de modo que sus componentes se integren en los respectivos ciclos biogeoquímicos superficiales de forma sanitaria y ambientalmente correcta.

### **Reducción de las quemas**

Tal como se ha comentado anteriormente, la práctica de las quemas se utiliza para controlar las especies leñosas en pastos herbáceos. Ello conlleva la pérdida de C orgánico como CO<sub>2</sub>, si bien, por otro lado, con las quemas se forma carbón, una forma de C muy recalcitrante que puede llegar a representar un importante porcentaje del C total presente en el suelo. Actualmente las quemas controladas se están llevando a cabo en una superficie pequeña del total ocupada por pastos (<1%).

### **Carga de ganado de los pastos herbáceos y control de la erosión**

Desde el punto de vista de los stocks de C en los suelos se está proponiendo una cierta intensificación de los sistemas de pastoreo (INRA, 2002; Soussana y col., 2004). Con ello se aumentaría la proporción de hierba en la dieta animal, lo que conllevaría una transformación de las tierras con cultivos

forrajeros a pastos anuales, y de los pastos anuales a plurianuales o permanentes. Esta extensificación iría acompañada de una reducción de las emisiones de CH<sub>4</sub> (debido a una menor carga animal) y de N<sub>2</sub>O (debido a unas menores aportaciones de N) por unidad de superficie, aunque en este último caso convendría tener en cuenta un coeficiente de emisión de N<sub>2</sub>O asociado a la fijación simbiótica de N<sub>2</sub> por parte de las leguminosas. La emisión de CH<sub>4</sub> por fermentación ruminal supone una aportación anual de 0.67-0.84 t C por animal (CO<sub>2</sub> equivalente). Este gas tiene un potencial de calentamiento 23 veces mayor que el correspondiente al CO<sub>2</sub> en un período de 100 años.

Por otro lado, hay que tener en cuenta que los pastos productivos que son gestionados con bajas cargas ganaderas tienen una elevada diversidad vegetal (Bakker, 1989; van Wieren, 1995). Así, en pastos de zonas templadas, el pastoreo extensivo compatibiliza objetivos económicos y conservacionistas, siempre que se controle la invasión de las especies arbustivas en los pastos, con la consecuente pérdida del estrato herbáceo y su diversidad y, por otro lado, se controle la invasión de especies foráneas y típicamente de baja palatabilidad. En ocasiones, para un mejor aprovechamiento de los distintos estratos y de los recursos de los pastos herbáceos, se realiza una explotación con un pastoreo mixto, basado en la presencia de distintos herbívoros en un mismo territorio, que debido a sus necesidades y condicionantes morfo-fisiológicos utilizan distintas estrategias alimentarias para maximizar la ingestión de nutrientes. Así, con una mezcla de ganado bovino y ovino, el primero realiza un primer aprovechamiento de los brotes de gramíneas altas y de calidad, quedando el rebrote y las hojas de poca altura para las ovejas, las cuales realizan además una gran función de limpieza pastando los rebrotes del matorral. Este tipo de pastoreo está

considerado como el más eficiente para el aprovechamiento de pastos heterogéneos (Nolan y Conelly, 1988) porque diversifica la producción animal y controla mejor las especies no deseadas (Osoro y col., 2000; Viterbi y col., 2002).

En cualquier caso, es importante que la explotación sea equilibrada, y no se produzca sobrepastoreo, con lo que se incrementarían los riesgos de erosión, ni una explotación con poca carga animal, con lo que se propiciaría el crecimiento de arbustos, con el consiguiente riesgo de incendios con el aumento de biomasa. Además, es importante llevar a cabo unas prácticas de gestión de pastos herbáceos que minimicen la erosión (<10 t suelo ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>), minimicen la emisión de contaminantes (p.e. NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) a cursos de agua, ajustándose a los objetivos de potabilidad del Gobierno Vasco (ISO 14001), y (iii) que se ajusten a la normativa recogida en la Red Natura (según el Plan de Gestión de estos hábitats). En cuanto al tema de los pastos de puerto sería deseable realizar estudios de carga adecuada a cada zona junto con una infraestructura de vallado que proporcionara un pastoreo controlado. Estos pastos, se encuentran incluidos en los Espacios Naturales Protegidos, juegan una importante función a la hora de proveer a la sociedad de servicios y bienes relevantes para la conservación de la fauna y flora silvestres y las actividades recreativas de los habitantes de las poblaciones circundantes. El creciente uso para el recreo, la demanda para la conservación y para la producción, evidencian la problemática de usos que dificulta el desarrollo y la aplicación de herramientas para una gestión sostenible.

### **Cambio de uso**

La acumulación de C orgánico tras la conversión de tierras labradas a pastos herbáceos es mucho más lenta que la pérdida de C orgánico que tienen lugar con el proceso inverso (Soussana y col., 2004). El

incremento de C orgánico en suelos tras la conversión de tierras labradas a prados permanentes se estima en  $0,49 \pm 0,26 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  por un período de 20 años (INRA, 2002). El IPCC (2000) indica un valor similar,  $0,5 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  con un rango de  $0,3-0,8 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , aunque por un período de tiempo de 50 años. La variabilidad de estos flujos está principalmente asociada a la diversidad de las condiciones edafoclimáticas. Por otro lado, la conversión de praderas anuales o plurianuales – caracterizadas por tener unos stocks de C orgánico intermedios entre aquellos de tierra labradas y los de las prados permanentes - en prados permanentes inducen una acumulación de C más limitada, que se estima en la mitad de los valores indicados anteriormente. Finalmente, se aconseja la transformación de montes desarbolados a pastos herbáceos cuando la fertilidad del suelo sea suficiente para dedicarlos a estos fines y siempre que la pendiente del terreno sea inferior al 30%. El aprovechamiento por esta vía de terrenos hoy improductivos podría resultar una gestión de la cabaña ganadera más extensiva que si bien requeriría más mano de obra y más cuidados. Desde el punto de vista del C orgánico del suelo, es posible que esta transformación no conlleve incrementos en los stocks de C orgánico del suelo.

### **GESTIÓN DE TIERRAS AGRÍCOLAS Y SECUESTRO DE C**

Los suelos agrícolas son los que han sufrido mayores pérdidas de materia orgánica por lo que pueden actuar como importante sumideros de C. En la CAPV, los cultivos extensivos y los viñedos suponen una superficie correspondiente al 13% del total de la Comunidad Autónoma y que, mayoritariamente, se encuentran en el territorio histórico de Álava. Los cultivos extensivos se suceden según unas rotaciones establecidas que están determinadas por la

aptitud de los terrenos (calidad del suelo, riego) para cultivos de regadío. Desde la entrada en vigor de la Política Agrícola Común (P.A.C.) de la Unión Europea, las retiradas o barbechos entran dentro de las rotaciones en mayor o menor porcentaje en función de la normativa comunitaria anual. Las rotaciones más comunes son: (i) cereal tras cereal (trigo – cebada – avena), (ii) cereal con cultivo alternativo (trigo, 1 ó 2 años de cebada y un cultivo distinto a cereal), y (iii) cereal con cultivo de regadío (trigo, cebada, y un cultivo de regadío extensivo como patata, remolacha, judía verde o maíz).

Los valores de los niveles de C orgánico en los primeros 30 cm de los suelos agrícolas de Álava oscilan mayoritariamente entre 25 y  $30 \text{ t C ha}^{-1}$ , y se estiman unas pérdidas históricas elevadas que se deben en gran manera a la práctica del laboreo y a una deficiente entrada de residuos orgánicos a los suelos. El objetivo del laboreo es principalmente la aireación del suelo y el control de malas hierbas. Sin embargo, con el laboreo también se producen una serie de procesos que deterioran la calidad de los suelos. Así, con el aumento de la aireación del suelo y la disrupción de los agregados se produce una importante pérdida de materia orgánica por (i) descomposición microbiana, al quedar expuesta al ataque de éstos, y por (ii) oxidación química y fotoquímica de la materia orgánica favorecidas por un incremento de las fluctuaciones de temperatura y de la superficie expuesta a la luz, respectivamente. Por otro lado, con la progresiva pérdida de estructura del suelo y eliminación de la cubierta vegetal que protege el suelo, se produce una importante pérdida de materia orgánica por erosión que puede llegar a representar el 40-50% de las pérdidas totales de materia orgánica del suelo. Los sedimentos erosionados se encuentran enriquecidos en materia orgánica debido a que (i) la baja interacción de la materia orgánica presente en superficie con la fracción mineral del suelo, y (ii) la baja

densidad de la materia orgánica (0,1-0,5 g cm<sup>-3</sup>, comparada con los valores de la fracción mineral: 2,6-2,7 g cm<sup>-3</sup>) favorecen una mayor movilización de ésta frente a la fracción mineral del suelo. Parte de la materia orgánica transportada por procesos erosivos puede mineralizarse durante el transporte, especialmente cuando no está protegida físicamente. Sin embargo, el destino final del C orgánico transportado en los sedimentos erosionados es aún objeto de debate (Paustian y col., 1997), por lo que a menudo no se considera en los balances de C orgánico.

De lo expuesto anteriormente se deduce que las prácticas de gestión agrícola favorables a una acumulación de C orgánico en los suelos son aquellas que (i) incrementan la entrada de materia orgánica al suelo, y/o (ii) disminuyen la velocidad de degradación de la materia orgánica. A continuación se describen una serie de prácticas de gestión de tierras agrícolas que pueden favorecer la acumulación de C orgánico en los suelos agrícolas.

### **Técnicas para disminuir la velocidad de degradación de la materia orgánica**

➤ **Laboreo de conservación (*conservation tillage*).** El laboreo de conservación es una práctica basada en la reducción del número de operaciones de laboreo, con lo que se incrementa la cantidad de residuo que queda en la superficie del suelo, se produce una menor alteración de la estructura del suelo, y un mayor mantenimiento de la humedad del mismo. Además, con esta práctica generalmente se consigue reducir la erosión. Por lo tanto, el laboreo de conservación favorece la acumulación de materia orgánica en el suelo. El laboreo de conservación incluye el mínimo laboreo (*reduced tillage*) y el no laboreo (*no till*). En mínimo laboreo, los residuos del cultivo deben cubrir al menos el 30% de la superficie del suelo, mientras que

el no laboreo consiste en la siembra directa del cultivo sobre los residuos del cultivo anterior. Las estimaciones de los incrementos de C orgánico del suelo que tienen lugar tras la conversión de un sistema de laboreo convencional a un no laboreo obtenidas en un estudio realizado sobre los suelos agrícolas de EEUU (Eve y col., 2002), oscilan entre 0,04 a 1,05 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, mientras que los correspondientes a la conversión de laboreo convencional a mínimo laboreo y a la conversión de mínimo laboreo a no laboreo se estiman en un 50% del valor de los anteriores. Kimble y col. (2002) consideran como más realistas unos incrementos de C orgánico en suelos asociados a la conversión del laboreo convencional al laboreo de conservación de 0,3 a 0,5 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Por otro lado, el INRA (2002) estima que con la supresión del laboreo en suelos agrícolas franceses se produce un incremento del stock de C orgánico del orden de 0,20 ± 0,13 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, y Baritz y col (2004) en la Estrategia Temática de Suelos proponen un valor de 0,39 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

Con la adopción del laboreo de conservación se produce también un ahorro energético asociado a un menor uso de maquinaria. Así, se estima que con el no laboreo se consumen 29 kg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en carburantes (para el uso de maquinaria y producción de herbicidas), mientras que el consumo en mínimo laboreo y en laboreo convencional es de 45 y 53 kg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente (Kern y Johnson, 1993). Además, se favorece el funcionamiento biológico del suelo, con un aumento de la fauna y de la microflora del suelo. Sin embargo, presenta también efectos negativos como son: (i) la proliferación de malas hierbas (por ello a veces los agricultores alternan el laboreo con la siembra directa), (ii) el aumento del uso de herbicidas por el mismo motivo, (iii) una mayor susceptibilidad a la compactación (especialmente en suelos arcillosos), (iv) el coste de equipamientos específicos, (v) un

mayor riesgo de un insuficiente establecimiento del cultivo al inicio de la transformación, (vi) el tiempo de espera que debe transcurrir hasta que el agricultor detecte mejoras visibles en el suelo, y (vi) la resistencia cultural al cambio. Además, algunos estudios indican también un incremento de las emisiones de  $N_2O$ .

➤ **Utilización de cultivos cuyos residuos tengan una elevada fracción de compuestos recalcitrantes a la degradación.** Tal como se ha comentado anteriormente, los residuos vegetales varían en su inherente facilidad para descomponerse debido a sus diferentes características físico-químicas, por lo que la elección de un determinado cultivo u otro representa un control potencial de la descomposición. Sin embargo, en el caso de los cultivos convencionales, esta opción no es posiblemente la más adecuada ya que la mayoría de ellos no difieren mucho en su contenido relativo de sustancias recalcitrantes. Así, la mayoría de residuos de forrajes y cultivos anuales tienen unos contenidos de lignina que oscilan entre el 5 y el 15% (Theander y Åman, 1984).

### **Técnicas para aumentar las entradas de materia orgánica en los suelos**

**Biomasa de los cultivos.** Un aumento de la biomasa de los cultivos puede incrementar las entradas de materia orgánica al suelo. Esto se puede conseguir mediante la introducción de nuevas variedades y una gestión agronómica adecuada como (i) una correcta gestión de los nutrientes, especialmente N (se estima que son necesarios entre 70 y 100 kg de N para fijar 1 t C; FAO, 2001), (ii) la rotación de cultivos, y (iii) una correcta gestión del agua. Por otro lado, un aumento en el contenido de  $CO_2$  en la atmósfera, debido al cambio climático, puede tener un efecto fertilizante similar (Bazzaz y Sombroek, 1996). La magnitud con la que el aumento de la productividad

influye sobre el retorno del residuo del cultivo depende de (i) las prácticas de gestión de los residuos vegetales, y (ii) el patrón de distribución del C de dicho cultivo. La utilización de especies con sistemas radiculares profundos favorecerá la acumulación de C orgánico en profundidad.

Por otro lado, hay que tener en cuenta que la fertilización y la irrigación, además de aumentar la biomasa de las cosechas, influyen sobre la velocidad de degradación de los residuos (Andrén y col., 1993), por lo que la relación entre la gestión agronómica para un aumento de la biomasa de los cultivos y el contenido de materia orgánica del suelo es compleja (Paustian y col., 1997). En general, la fertilización nitrogenada conlleva un incremento de los stocks de C orgánico del suelo, y este incremento es mayor que el C consumido en la fabricación, transporte y aplicación del fertilizante nitrogenado (1 kg de N utilizado como fertilizante requiere 0,86 kg de C en energía equivalente necesaria para fabricar, transportar y aplicar el fertilizante; IPCC, 1996a), aunque por otro lado la adición de N al suelo favorece un incremento de las emisiones de  $N_2O$ . Determinaciones recientes de emisiones de  $N_2O$  en cultivo de cereal en Álava indican valores de 6,66, 11,38, y 17,5 kg  $N_2O$  ha<sup>-1</sup> con adiciones de 0, 140, y 220 kg N ha<sup>-1</sup>, respectivamente (Ortúzar y Aizpurua, comunicación personal).

El informe del INRA (2002) no incluye, como prácticas aconsejables para incrementar los stocks de C orgánico del suelo, a aquellas prácticas que dan lugar a un aumento de la producción primaria por intensificación (aumento de la fertilización o irrigación), dadas las débiles ganancias que pueden darse en sistemas que ya son de por sí muy intensivos y por los efectos secundarios de tal estrategia tendría sobre el balance de gases de efecto invernadero (p.e., emisiones de  $N_2O$ ) y sobre el medio ambiente (lixiviación de  $NO_3$ ). Tampoco se ha tenido

en cuenta la mejora genética, ya que ésta tiene como objetivo principal aumentar la producción cosechada pero no la parte restituida al suelo. Por el contrario, en el informe del INRA (2002) se propone una cierta desintensificación de los sistemas de cultivo intensivos, con una reducción de los aportes de fertilización nitrogenada (con la consiguiente disminución de las emisiones de  $N_2O$ ) y del consumo energético. De forma similar, Smith y col. (1997) proponen la utilización de la superficie agrícola europea de forma menos intensiva (pasando de un sistema de cultivo a una rotación cultivo-pradera, con dos años de esta última en un total de 6) para con ello aumentar los stocks de C de los suelos y, además, solucionar el problema de los excedentes agrícolas de la UE. Experimentos realizados en Europa con la introducción de praderas plurianuales en las rotaciones indican aumentos en los contenidos de C orgánico del suelo de hasta el 25% (van Dick, 1982; Nilsson, 1986). En este sentido, la Estrategia Ambiental Vasca de Desarrollo Sostenible (2002-2020) propone alcanzar un aprovechamiento extensivo del suelo agrícola del 15% para el año 2012 y del 25% para el año 2020.

**Gestión de los residuos de las cosechas.** Generalmente hay una relación lineal entre la cantidad de materia orgánica presente en los primeros centímetros del suelo y la cantidad de residuo que queda tras la cosecha (Lal y Kimble, 1997). Los residuos incorporados en el horizonte superficial del suelo mediante laboreo descomponen más rápidamente que aquellos que se mantienen en la superficie del suelo, debido a que con el laboreo se destruyen agregados, aumenta la temperatura y disminuye la humedad del suelo. Sin embargo, si la incorporación de residuos es en profundidad (p.e. 30-50 cm), lo que se denomina *mulching* vertical, se favorece el secuestro de C ya que a esa profundidad los residuos no están tan expuestos a la

influencia del clima (Lal y Kimble, 1997). Evidentemente, existen diferencias cualitativas entre los residuos que afectan a la descomposición y acumulación de materia orgánica en el suelo. También existen diferencias cuantitativas, relacionadas con la cantidad de residuo que queda tras la cosecha. Así, los rastrojos de los cereales aportan más C ( $0,15 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  por cada 7 t de paja) que los residuos de las patatas o de remolacha (cultivos que incluso producen una emisión neta de  $CO_2$ ) (INRA, 2002). En la CAPV se estiman unas producciones de paja de  $6-8 \text{ t ha}^{-1}$  (Ortúzar y Aizpurua, comunicación personal). Por otro lado, en el caso de utilizar la paja para fines energéticos se produciría un ahorro de emisiones de combustibles fósiles de  $2,25 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , aunque esta opción conllevaría efectos perjudiciales a los suelos, al producirse un empobrecimiento de los contenidos de C orgánico con el tiempo (INRA, 2002). Finalmente, cabe mencionar que las quemas de los rastrojos realizadas *in situ* por los agricultores inducen pérdidas de C orgánico en el suelo, a pesar de la formación de formas de C más estables, como el carbón.

**Mulch y cultivos de cobertera.** Son prácticas de gestión agrícola que protegen el suelo de la erosión, aumentan la capacidad de retención de agua, y aportan residuos vegetales al suelo. Además, disminuyen la temperatura del suelo y, por tanto, la velocidad de mineralización de la materia orgánica. Para ser completamente efectivas, estas prácticas tienen que llevarse a cabo en combinación con un laboreo de conservación. El incremento de C orgánico que se produce en el suelo con la práctica del *mulch* varía dependiendo de la zona climática y de la cantidad y la calidad de los residuos aportados. Lal (1997) estima que son necesarias varias docenas de  $\text{t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  para aportar al suelo alrededor de  $0,1 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . Por otro lado, los cultivos de cobertera tienen efectos similares e incluso pueden ser más efectivos al producirse la aportación de

materia orgánica tanto en superficie como en profundidad (raíces). Además, existen estudios que indican que el control de malas hierbas es posiblemente más efectivo en sistemas de cultivos con una cobertera muerta en superficie debido a la existencia de efectos alelopáticos (Al-Khatib y Boydston, 1999). El estudio del INRA (2002) estima que, con la práctica de cultivos de cobertera durante intercultivos suficientemente largos, se producen unos incrementos de C en el suelo de  $0,15 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . Su adopción en los sistemas de cultivos actuales no debería representar grandes complicaciones para el agricultor, siempre que se gestionen correctamente el N, las reservas de agua del suelo y el calendario de trabajo, aunque queda por conocer de forma precisa los efectos a largo plazo sobre la mineralización y gestión del N y sobre las enfermedades y plagas (INRA, 2002). En zonas áridas y semiáridas, el uso de estas prácticas es muy aconsejable para suprimir el barbecho desnudo, o mejorarlo, ya que con el barbecho desnudo se inducen unas pérdidas de C del orden de  $-0,6 \pm 0,2 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (INRA, 2002).

**Presencia de vegetación herbácea en las entre filas de frutales y viñedos.** Esta práctica, generalizada en producción frutícola integrada, induciría un incremento adicional de C casi equivalente al inducido por la conversión de un suelo con laboreo a pasto permanente, de alrededor de  $0,4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (INRA, 2002). Se recomienda siempre y cuando la alimentación hídrica no sea muy deficitaria, ya que minimiza el uso de herbicidas, protege al suelo frente a la erosión y a la compactación, y tiene efectos positivos sobre la biodiversidad, si bien puede tener efectos negativos en cuanto a posibles enfermedades y plagas. Las cubiertas vegetales se han utilizado tradicionalmente sólo en zonas en las que la pluviometría es alta. Este es el caso de las explotaciones de txakoli y de frutales de Gipuzkoa y Bizkaia. En zonas áridas, existe

la posibilidad de su implantación en zonas en las que se puede disponer de agua de riego con cierta garantía (Santesteban y Royo, 2004). Sin embargo, en el caso de los suelos de viñedos de la Rioja Alavesa convendría estudiar los impactos eventuales sobre la calidad del vino.

**Adición de materia orgánica exógena.** La adición de **estiércol** es un método efectivo para incrementar los niveles de C orgánico de los suelos agrícolas (Jenkinson y Rayner, 1977). Estos residuos tienen una elevada proporción de materiales recalcitrantes ya que los compuestos lábiles ya han sido utilizados en el proceso digestivo. Sin embargo, no toda la ganancia de C que se produce en el suelo con la aplicación de estiércol representa un secuestro neto de C, al resultar un balance negativo en las correspondientes parcelas de praderas de siega. Además, en la actualidad ya se están incorporando este tipo de residuos en los suelos de huertas e invernadero de la CAPV, mientras que en las praderas se echa purín, por lo que no va a suponer un nuevo mecanismo de secuestro de C. El uso de lodos de depuradora u otros residuos urbanos como práctica para aumentar el secuestro de C en suelos es menos efectivo que el uso de estiércol, a no ser que estén compostados. Cuando están compostados la capacidad de secuestro puede ser relativamente elevada (de entre  $0,2$  a  $0,5 \text{ t C}$  por cada  $20 \text{ t}$  de compost por ha) (FAO, 2001). Los flujos de secuestro de C que proponen Baritz y col. (2004) son de  $0,38 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  para compost y estiércol, y de  $0,26 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  para los lodos de depuradora. De acuerdo con la Estrategia Temática de Suelos (Baritz y col., 2004) se recomienda la aplicación de residuos orgánicos (exógenos), siempre y cuando se tengan en cuenta los límites que establece la legislación ambiental para proteger la calidad de las aguas y los suelos. Además, recomienda establecer una clara distinción de este tipo de residuos según la calidad de los mismos.

**Cultivos energéticos.** La implantación y uso de cultivos para la obtención de energía es una solución duradera al problema de las emisiones de CO<sub>2</sub>, a diferencia de las estrategias que tienen como objetivo la acumulación de C orgánico en el suelo. Consiste en cultivos de plantas de crecimiento rápido destinadas únicamente a la obtención de energía o como materia prima para la obtención de otras sustancias combustibles. El desarrollo de estos cultivos debe ir acompañado por el desarrollo paralelo de la correspondiente industria de transformación. Entre los cultivos energéticos destinados a la producción de biomasa se suelen distinguir: (i) los cultivos productores de biomasa lignocelulósica, apropiados para producir calor mediante combustión directa en calderas, y (ii) los cultivos de semillas oleaginosas, destinados a la obtención de aceites vegetales aptos para ser usados en el sector de la automoción (biocarburantes). Dentro de los primeros se encuentran los cultivos de especies leñosas, como chopos o eucaliptos, cultivadas en turnos de rotación cortos y en marcos de plantación densos, y los cultivos de especies herbáceas, como el cardo (*Cynara cardunculus*). Los cultivos de semillas oleaginosas incluyen básicamente cultivos de colza, soja, y girasoles. Se estiman unos flujos de secuestro neto de C de 3,2-3,7 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, asumiendo que la combustión de esta biomasa compensa hasta el 65-75% de las emisiones de CO<sub>2</sub> que se producen con la utilización de combustibles fósiles (<http://www.epa.gov/sequestration/rates.htm>). Hasta la fecha, el tema de los cultivos energéticos ha tenido poco empuje. Sin embargo, el año pasado se produjo la incorporación de este tipo de cultivos en la P.A.C. que fijó una ayuda específica de 45 € ha<sup>-1</sup> para la producción de cultivos energéticos en tierras de cultivo. Además, se espera que el proyecto europeo de desarrollo de biocarburantes ayude a avanzar en este campo.

La implantación de cultivos energéticos puede ser una alternativa a considerar en la recuperación de zonas degradadas. Ensayos realizados en escombreras de minas de lignito de Galicia en procesos de recuperación han puesto de manifiesto que, incluso en los primeros años puede obtenerse una elevada tasa de fijación cuando las especies son de elevada productividad y se plantan muy densamente. Así, en plantaciones de *Eucalyptus globulus* con marcos de plantación de 0,5 x 0,5 m se han obtenido unos flujos de acumulación de C de 40 t C ha<sup>-1</sup> a los 30 meses de realizada la plantación (Gil Bueno y col., 2000; Macías y col., 2001). Por otro lado, aunque este tipo de cultivos se utiliza esencialmente para la sustitución de combustibles fósiles, también tienen un efecto positivo sobre la materia orgánica del suelo. Con el uso de este tipo de cultivos se estima un potencial de secuestro de C en suelos de 0,62 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Smith y col., 2000). Por último, conviene recordar que, en el caso de que se establezcan plantaciones de cultivos energéticos en zonas fértiles aptas para la producción agrícola, conviene tener en cuenta las repercusiones sociales y económicas que conllevaría este cambio de uso.

## PROCESOS EDÁFICOS Y SECUESTRO DE C

En este apartado se describen algunos tipos de suelos presentes en la vertiente cantábrica de la CAPV en los que los procesos de formación dominantes favorecen la acumulación de materia orgánica en el suelo, por lo que actúan como importantes sumideros de C orgánico.

### Las turberas (Histosoles).

Los Histosoles son suelos orgánicos (>20% de materia orgánica) por lo que, por definición, son los suelos con mayor contenido en materia orgánica. La formación de estos suelos se caracteriza por una

descomposición bioquímica de los restos vegetales muy ralentizada debido a diferentes condiciones tales como: encharcamiento persistente, temperaturas bajas a moderadas (aunque pueden ser altas, incluso tropicales, si el encharcamiento es continuo), oligotrofismo y presencia habitual de elevados niveles de toxinas orgánicas. Las turberas son escasas en toda la CAPV, dado que nos encontramos cerca del límite meridional europeo de distribución de las turberas ombrotáficas (o de cobertor en superficie de cumbres), por lo que únicamente son posibles las turberas mineralotáficas propias de medios continentales o estuáricos reductores. Entre las mayores se encuentran las de Saldropo en Gorbea (actualmente agotadas por su explotación) y algunas en Gipuzkoa como la de Usabelartza en el monte Adarra y Arbarrain en Alzania. Además de éstas, en la cadena montañosa costera nos encontramos con numerosas turberas, relativamente pequeñas, formadas sobre areniscas silíceas, que adquieren gran desarrollo en los montes Mendizorrotz, Ulia, y Jaizkibel (Aizpuru, 2002). Las turberas son hábitats de interés preferente en la Directiva Europea de Hábitats y para su conservación e integración en la Red Natura es necesaria la declaración de Zonas Especiales de Conservación. Se ha propuesto la práctica totalidad del monte Jaizkibel como Lugar de Importancia Comunitaria (Aizpuru, 2002). A su vez, la Estrategia Ambiental Vasca de Desarrollo Sostenible (2002-2020) propone mantener una actividad anual de restitución de las áreas prioritarias de los Anexos I y II de la Directiva Hábitats (zonas húmedas, riberas, dunas, corredores ecológicos, etc.), por lo que todas estas medidas van a potenciar la actuación de estos suelos como sumideros de C orgánico.

**Las marismas (Fluvisoles con carácter ácuico).**

En la CAPV, los Fluvisoles con carácter ácuico se encuentran principalmente en las zonas de marismas, como las de Urdaibai y Txingudi. La característica fundamental del carácter ácuico es la presencia de un exceso de agua, de forma que el suelo se encuentra totalmente o parcialmente sumergido (condiciones de hidromorfismo). Bajo estas condiciones, en las que la presencia de O<sub>2</sub> en el suelo es escasa, la velocidad de descomposición de la materia orgánica disminuye, favoreciendo su acumulación. De ello se deduce que cambios en las condiciones de drenaje pueden implicar modificaciones sustanciales en la capacidad de almacenamiento. Así, la desecación de humedales producida durante la expansión agrícola del siglo XX ha originado un fuerte descenso del sumidero de C orgánico de estos medios mientras que las tareas de recuperación de humedales iniciada a finales del siglo pasado deben favorecer el incremento del sumidero (Macías y col. 2003). Por lo mismo, actuaciones tendentes a la reducción de la velocidad de drenaje y a la elevación del nivel freático irían en el mismo sentido. De hecho, en la Estrategia Temática Europea de suelos (Baritz y col., 2004) se proponen unas ganancias de C en suelos tras la restauración de humedales del orden de 0,82-3,27 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, en el caso de partir de un pasto herbáceo, y de 2,18-4,64 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, en el caso de partir de un cultivo agrícola. Conviene mencionar que en estos sistemas se producen emisiones de CH<sub>4</sub>, aunque en menor medida que en otros sistemas de humedales, como son los arrozales. Finalmente, y tal como se ha comentado anteriormente, la Estrategia Ambiental Vasca de Desarrollo Sostenible (2002-2020) propone mantener una actividad anual de restitución de zonas húmedas y riberas, por lo que todas estas medidas van a potenciar la actuación de estos suelos como sumideros de C orgánico.

### Suelos desarrollados sobre materiales volcánicos (Andosoles)

La superficie de la CAPV con materiales de origen volcánico (basaltos y ofitas) no es muy extensa, pero se encuentra dispersa en diversas comarcas como Markina-Ondarroa, Plentzia-Mungia, Gernika-Bermeo, Deba-Garaia, Deba-Beherea, Urola Kostaldea, y Tolosaldea. En general, los suelos sobre materiales volcánicos de la CAPV no manifiestan propiedades ándicas muy intensas (aunque posiblemente la poca representatividad de estos suelos en la CAPV se deba a que hasta la fecha han sido poco estudiados), pero aún así, son los suelos que tienen mayores stocks de C orgánico (valor medio =  $135 \text{ t C ha}^{-1}$ ), dentro del conjunto de suelos minerales bajo vegetación de frondosa analizados (ver capítulo sumideros de C orgánico en suelos de la CAPV).

La elevada acumulación de materia orgánica que tiene lugar en suelos con propiedades ándicas se debe a la protección físico-química frente a la degradación que ésta adquiere cuando se combina con compuestos aluminicos iónicos o de bajo grado de orden dando origen a asociaciones organometálicas metaestables de lenta mineralización (Macías y Calvo de Anta, 1992). Las actuaciones humanas pueden conservar, aumentar o decrecer la importancia de este sumidero, siendo la erosión y la transformación en cultivos de alta intensidad de laboreo, con altos *inputs* de fertilizantes, los principales factores degradantes de esta capacidad de secuestro de C (Verde y col., 2004). Por ello, sería interesante caracterizar en mayor detalle las propiedades ándicas de los suelos desarrollados sobre materiales volcánicos de la CAPV, y promover actuaciones que eviten la pérdida de estas propiedades.

#### Suelos "aluminicos"

En el área de influencia oceánica de la CAPV, donde la precipitación excede la

evapotranspiración durante la mayor parte del año, la acidificación es un proceso natural que tiene lugar asociado al fuerte lavado al que están sometidos los suelos, siendo este proceso más intenso, con mayor dominio del Al en el complejo de cambio, sobre materiales ácidos. Estos suelos presentan en su mayoría formas de Al reactivas capaces de formar enlaces con la materia orgánica, aunque en menor intensidad que los suelos ándicos, ralentizando su mineralización por oxidación y metabolismo biótico. Al igual que en los suelos ándicos, la erosión y la transformación en cultivos de alta intensidad de laboreo, con altos inputs de fertilizantes, son los principales factores degradantes de esta capacidad de secuestro de C, por lo que deberán realizarse las acciones oportunas para preservar estas formas de C orgánico especialmente recalcitrantes.

### CONSIDERACIONES FINALES

Las actuaciones humanas pueden originar grandes cambios en el funcionamiento de los sistemas agrícolas, pascícolas, y forestales como fuente o sumidero de C orgánico.

La repoblación de terrenos desarbolados y la forestación/reforestación de áreas de cultivos o de áreas degradadas son las actuaciones que suponen mayores incrementos de la capacidad de fijación de C en el ecosistema en el que se actúa. La acumulación de C orgánico se produce tanto en la biomasa como en el suelo, realizándose la primera de forma más rápida y la segunda de forma más duradera. Sin embargo, en la CAPV las posibilidades de llevar a cabo reforestaciones en grandes extensiones son limitadas, sobre todo en la vertiente cantábrica, debido a que la superficie forestal actual es ya considerable teniendo en cuenta los requerimientos socio-económicos de los distintos sectores de producción primaria.

Las replantaciones/regeneraciones forestales tienen, en principio, un menor

potencial para secuestrar C orgánico en suelos que las forestaciones/reforestaciones. Sin embargo, al igual que en estas últimas, existe el potencial de acumular C orgánico en la biomasa forestal. La ordenación forestal y la gestión forestal sostenible deben ser partes esenciales de cualquier proyecto a desarrollar con el fin de incrementar el secuestro de C. Mediante una correcta ordenación de montes se pueden tener capturas constantes de C a lo largo del tiempo y, con el uso de una serie de prácticas de gestión de bosques adecuadas, se puede no sólo evitar las pérdidas de C orgánico del suelo que frecuentemente tienen lugar en plantaciones forestales comerciales sino que se puede incluso favorecer e incrementar la acumulación de los stocks de C orgánico en los suelos.

Se propone fomentar los productos forestales de calidad (desenrollo, aserrío). Con estos productos se consigue (i) alargar el turno del stock de C en madera y (ii) sustituir a productos que para su fabricación han emitido mucho C fósil. Además, el aprovechamiento de los productos forestales no sólo contribuye a aumentar el C almacenado, sino que también a que la masa forestal renovada continúe fijando CO<sub>2</sub> con mayor intensidad.

Los niveles de C orgánico de los suelos de los pastos herbáceos de la CAPV son generalmente inferiores a los valores esperables, por lo que posiblemente no se estén dando las condiciones más favorables para que se produzca acumulación de materia orgánica en los suelos que se encuentran bajo este tipo de uso, debido a factores asociados a técnicas de gestión (explotación intensiva de praderas, sobrepastoreo y quemadas en prados que favorecen la erosión, fertilización inorgánica vs. orgánica), así como a factores topográficos (pendientes pronunciadas que favorecen la erosión).

Dada la importante función que los pastos herbáceos desempeñan tanto a nivel de producción como desde el punto de vista de la conservación y recreo, se recomienda

realizar una mejora en su gestión cuando los factores climáticos, topográficos, edáficos, e hidrológicos sean favorables a este uso. Se propone una cierta extensificación de los sistemas de pastoreo como medida para aumentar los stocks de C en los suelos de pastos herbáceos (con la consiguiente disminución de las emisiones de N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> por unidad de superficie). Esta situación cambia allí donde hay riesgo de degradación de los suelos por erosión, abandono por parte de la población, etc., en cuyo caso sería aconsejable llevar a cabo una forestación. Por lo tanto, se considera aconsejable favorecer un mosaico de aprovechamientos forestales y pascícolas con una distribución racional que tenga en cuenta clima, pendiente, riesgo de erosión, tipo de suelo, necesidad de protección de grandes reservorios de agua, etc.

La gestión agrícola debe reorientarse de modo que se invierta la situación actual en la que los procesos agrícolas funcionan como fuente de C atmosférico. Se propone llevar a cabo técnicas tales como laboreo de conservación, gestión de residuos de cosechas, cultivos de cobertera, adición de materia orgánica exógena, y la utilización de cultivos energéticos, siempre que estas medidas sean compatibles con las condiciones edafoclimáticas y necesidades de los cultivos, así como con los condicionantes socio-económicos. También se propone una cierta desintensificación de los sistemas de cultivo intensivos, con una reducción de los aportes de fertilización nitrogenada (con la consiguiente disminución de las emisiones de N<sub>2</sub>O y del NO<sub>3</sub> presente en lixiviados) y del consumo energético.

Existen múltiples opciones para aumentar el secuestro de C en suelos y biomasa. Las opciones a elegir van a depender de las condiciones edafoclimáticas y socioeconómicas, por lo que no hay una alternativa que se aplique de forma universal. Deben realizarse adaptaciones a nivel local

de manera que se seleccione la combinación de opciones más apropiada. Deben considerarse el conjunto de costes de todos los *inputs* y los beneficios de cada práctica, así como tener en cuenta sus posibles riesgos. Así, el no laboreo puede representar la mejor opción desde el punto de vista del secuestro de C, pero puede requerir un elevado uso de herbicidas. Posiblemente se más adecuado, en lugar de aplicar herbicida, realizar una operación de mínimo laboreo antes de la siembra.

En una misma región climática pueden originarse suelos con capacidades de secuestro de carbono muy diferentes, dependiendo de la naturaleza de los procesos edáficos, la presencia o ausencia de determinados componentes estabilizantes, la influencia humana, la erosión, y otros factores. Es necesario incrementar el estudio del funcionamiento de la materia orgánica de los suelos y la influencia que todos los sistemas de utilización antrópica producen en las variaciones de cantidad y calidad de la materia orgánica.

Asimismo, deben establecerse normas de protección de suelos con alta capacidad de retención de C orgánico y llevar a cabo políticas de gestión que no sólo conserven los suelos, sino que favorezcan el aumento de su espesor y contenido de C almacenado. Un centímetro de suelo puede fijar mucho C de ahí la importancia de la protección contra la erosión y de las medidas que aceleren la formación de suelos en áreas contaminadas, degradadas o con predominio de suelos lépticos (suelos de poco espesor).

En los suelos existe una gran variedad de formas de C orgánico con grandes diferencias de labilidad y tendencia al equilibrio con el medio. La presencia de formas de elevada estabilidad favorece el incremento del contenido de C orgánico en los suelos y, sobre todo, su persistencia, haciendo más eficaz al reservorio edáfico. Así, la identificación del grado de estabilidad de las formas de C orgánico presentes en un

suelo va a permitir establecer el grado de “resiliencia” de la materia orgánica presente en un determinado suelo, para con ello orientar las actuaciones futuras de uso del suelo, teniendo en cuenta las técnicas de gestión que favorezcan no sólo el incremento de C en los suelos sino sobre todo su estabilidad.

Las posibilidades de secuestro de C en suelo y biomasa son finitas (a excepción del caso en que esta última se utilice para producción de energía en sustitución de combustibles fósiles no renovables). Se estima que en un máximo de 50 años se alcanzarán los límites máximos de secuestro de C mediante técnicas de uso y gestión de tierras agrícolas, forestales, y pascícolas, si bien se espera que este lapso de tiempo permita realizar los reajustes necesarios en los sistemas de producción de energía para poder estabilizar los niveles de CO<sub>2</sub> liberados a la atmósfera.

El abandono o la interrupción temporal de las prácticas llevadas a cabo para incrementar los stocks de C orgánico en los suelos se traduce, a menudo, en una rápida pérdida de C. Para que las medidas que se adopten sean eficaces, la adopción de una práctica deberá ir acompañada de un compromiso para mantenerla a largo plazo.

Finalmente, cabe mencionar que, a nivel mundial, alrededor del 40% del C existente en los suelos se encuentra en formas inorgánicas (carbonatos). Estas formas no están incluidas en este estudio al no estar consideradas en el Protocolo de Kioto, a excepción de los carbonatos que se incorporan como técnica de encalado. Los suelos de zonas áridas pueden ser importantes sumideros de C inorgánico, siendo necesario establecer con mayor precisión los procesos de acumulación y su cinética.

**BIBLIOGRAFÍA**

- Aber, J., W. McDowell, K. Nadelhoffer, A. Magill, G. Berntson, M. Kamakea, S. McNulty, W. Currie, L. Rustad, I. Fernandez. (1998). Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: hypotheses revisited. *Bioscience* 48:921-934.
- Aizpuru, I. (2002). Cartografía, caracterización y estado de conservación de las turberas costeras de Gipuzkoa: turberas ácidas de esfagnos y brezos. Aranzadiana. [http://www.aranzadi-zientziak.org/noticias/aranzadiana\\_2002/01botanica.htm](http://www.aranzadi-zientziak.org/noticias/aranzadiana_2002/01botanica.htm)
- Al-Khatib, K., R.A. Boydston. (1999). Weed Control With Brassica Green Manure Crops. Chapter In Allelopathy Update, Volume 2, Basic And Applied Aspects, Ed. S.S. Narwal, Oxford & Ibh Publishing Co Pvt Ltd.
- Andrén, O., K. Rajkai, T. Kätterer. (1993). Water and temperature dynamics in a clay soil under winter wheat-influence on straw decomposition and N immobilization. *Biol. Fert. Soils*. 15:1-8.
- Bakker, J.P. (1989). Nature Management by Cutting and Grazing. Kluwer Academic Publishers.
- Balesdent, J., C. Chenu, M. Balabane. (2000). Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Till. Res.* 53:215-230.
- Baritz, R., S. De Neve, G. Barancikova, A. Gronlund, J. Leifeld, K. Katzensteiner, H.J. Koch, C. Palliere, J. Romanya, Joost Schaminee. (2004). Organic matter and biodiversity. Land use practices and SOM. In: Reports of the Technical Working Groups. Established under the thematic strategy for soil protection. Volume III. Organic Matter. L. van-Camp. B. Bujarrabal, A.R. Gentile, R.J.A. Jones, L. Montanarella, C. Olazábal, S.K. Selvaradjou. Europe Environment Agency.
- Bazzaz, F.A., y W. Sombroek. (1996). Response of Agroecosystems to Climate Change. John Wiley, Inc. NY.
- Berg, B. 1986. Nutrient release from litter and humus in coniferous forest soils – a mini review. *Scand. J. For. Res.* 1:359-369.
- Berg, B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *For. Ecol. Manag.* 133:13-22.
- Bernhard-Reversat, F. (1987). Litter incorporation to soil organic matter in natural and planted tree stands in Senegal. *Pedobiologia* 30:401-417.
- Bernhard-Reversat, F. (1993). Dynamics of litter and organic matter at the soil-litter interface in fast-growing tree plantations on sandy ferrallitic soil (Congo). *Acta Ecol.* 14:179-195.
- Boring, L.R., W.T. Swank, J.B. Waide, G.S. Hendershot. 1988. Sources, fates, and impacts of nitrogen inputs to terrestrial ecosystems: Review and synthesis. *Biogeochemistry* 6:119-159.
- Carreiro, M.M., R.L. Sinsabaugh, D.A. Repert, D.G. Parkhurst. 2000. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. *Ecology* 81:2359-2365.
- Compton, J.E., R.D. Boone. 2000. Long-term impacts of agriculture on soil carbon and nitrogen in New England forests. *Ecology* 81:2314-2330.
- Conant, R.T., K. Paustian, E.T. Elliot. 2001. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecol. Appl.* 11:343-355.
- Eve, M.D., M. Sperow, K. Howerton, K. Paustian, R.F. Follett. 2002. Predicted impact of management changes on soil carbon storage for each cropland region

- of the conterminous United States. *J. Soil Water Conser.* 196-204.
- FAO, 2001. Soil carbon sequestration for improved land management. World Soil resources Reports. 96. Roma.
- Fog, K. 1988. The effect of added nitrogen on the rate of decomposition of organic matter. *Biol. Rev.* 63:433-462.
- Gil Bueno, A., C. Monterroso, F. Macías. 2000. Revegetation of mine soils with energetic crops: Implications for carbon fixation in soils and biomass. 1<sup>st</sup> World Conference on Biomass for Energy and Industry, Sevilla, 381-383.
- Hobbie, S.E. 2000. Interactions between litter lignin and soil nitrogen availability during leaf litter decomposition in a Hawaiian montane forest. *Ecosystems* 3:484-494.
- IHOBE, 2005. Inventario de carbono orgánico en suelos y biomasa de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Serie Programa Marco Ambiental. 48:1-8.  
[http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net/r49-11293/es/contenidos/inventario/carbano\\_organico/es\\_pub/adjuntos/carbano\\_organico.pdf](http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net/r49-11293/es/contenidos/inventario/carbano_organico/es_pub/adjuntos/carbano_organico.pdf)
- INRA, 2002. Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France?. Arrouays, D., J. Balesdent, J.C. Germon, P.A. Jayet, J.F. Soussana, P. Stengel (Eds.). Expertise Scientifique Collective. Institute National de la Recherche Agronomique (INRA), Paris.
- IPCC, 1996a. Climate change 1995. The science of climate change. Contribution of working group I to the 2<sup>nd</sup> assessment report of the IPCC. Intergovernment Panel on Climate Change and Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- IPCC, 1996b. Revised guidelines for national greenhouse gas inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change and Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- IPCC, 2000. Land use, land-use change and forestry (LULUCF). Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Jenkinson, D.S., J.H. Rayner. (1977). The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Sci.* 123:298-305.
- Kern, J.S., y M.G. Johnson. 1993. Conservation tillage impacts on national soil and atmospheric carbon levels. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:200-210.
- Kimble, J.M., R. Lal, R.R. Follett. (2002). Agricultural practices and policy options for carbon sequestration: what we know and where we need to go. En: *Agricultural Practices and Policies for carbon sequestration in soil.* J.M. Kimble, R. Lal, y R.R. Follett (Eds.). Lewis Publishers. CRC Press Company. Boca Raton, Florida.
- Lal, R. (1997). Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO<sub>2</sub> enrichment. *Soil Tillage Res.* 43:81-107.
- Lal, R. (2001). Potencial of soil carbon sequestration in forest ecosystems to mitigate the greenhouse effect. In: *Soil Carbon sequestration and the greenhouse Effect.* Ed. R. Lal. Soil Sci. Soc. Am. J. Special Publication Number 57.
- Lal, R., J.M. Kimble. (1997). Conservation tillage for carbon sequestration. *Nutrient Cycling in Agroecosystems.* 49:243-253.
- Lal, R., J.M. Kimble, R.F. Follet, y C.V. Cole. (1998). The potential for U.S. cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. Ann. Arbor Press, Chelsea, MI.
- Lal, R., R.F. Follet, J. Kimble, y C.V. Cole. (1999). Managing U.S. cropland to

- sequester carbon in soil. *J. Soil Water Conservation*.
- Macías, F., R. Calvo de Anta. 1992. Caractérisation pédogéochimique des sols de la Galice en relation avec la diversification lithologique. Mise en évidence d'un milieu de transition entre les domaines tempérés et subtropique. *C.R. Acad. Sci. Paris*. T315, Série II, 1803-1810.
- Macías, F.; A. Gil Bueno, C. Monterroso. (2001). Fijación de carbono en biomasa y suelos de mina revegetados con cultivos energéticos. III Congreso ---Forestal Español. Granada, 524-527.
- Macías, F., M. Camps Arbestain, L. Rodríguez Lado. 2003. Primera aproximación al cálculo de sumideros de carbono en sistemas forestales y suelos de Galicia. Informe realizado para la Xunta de Galicia.
- Nilsson, L.G. 1986. Data of yield and soil analysis in the long-term soil fertility experiments. *J. Royal Swedish Acad. Agri. For*, Suplemento 18:32-70.
- Nolan, T., J. Connelly. 1988. Les recherches irlandaises sur le pâturage mixte par des bovins et des vaches. I. Bilan de 15 années d'expérimentation. *Fourrages* 113: 59-82.
- Olarieta, J.R., G. Besga, R. Rodríguez, A. Usón, M. Pinto, S. Virgel. 1999. Sediment enrichment ratios alter mechanical site preparation for *Pinus radiata* plantation in the Basque Country. *Geoderma*, 93:255-267.
- Osoro, K., R. Celaya, A. Martínez, A., E. Zorita. 2000. Pastoreo de las comunidades vegetales de montaña por rumiantes domésticos: producción animal y dinámica vegetal. *Pastos* 30(1): 3-50.
- Paustian, K., H.P. Collins, y E.A. Paul. (1997). Management controls on soil carbon. In: *Soil organic matter in temperate Agroecosystems: Long-term Experiments in North-America* (eds. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliot, y C.V. Cole), CRC press, Boca Raton, Florida, pp. 15-49.
- Pieri, C. 1989. Fertilité des terres de savanes. Ministère de la Coopération. CIRAD. 444 p.
- Resh, S.C., D. Binkley, J.A. Parrota. (2002). Greater soil carbon sequestration under nitrogen-fixing trees compared with *Eucalyptus* species. *Ecosystems* 5:217-231.
- Ross, D.J., K.R. Tate, NA Scott, CW Feltham. (1999). Land-use change: effects on soil carbon, nitrogen and phosphorus pools and fluxes in three adjacent ecosystems. *Soil Biol. Biochem.* 31:803-813.
- Saggar, S., C. Hedley, A.D. Mackay. (1997). Partitioning and translocation of photosynthetically fixed  $^{14}\text{C}$  in grazed hill pastures. *Biology Fertility Soils* 25:152-158.
- Saggar, S., C. Hedley, A.D. Mackay. (1999). Hill slopes effects on the fluxes of photosynthetically fixed  $^{14}\text{C}$  in a grazed pasture. *Australian J. Soil Res.* 37:655-666.
- Santesteban García, L.G., J.B. Royo Díaz. (2004). Evaluación del interés de las cubiertas vegetales como herramientas para el manejo del estrés hídrico en vid. XXXVI Jornadas de Estudio: de la viña a la copa: los retos actuales del vino. ITEA Vegetal extra nº 25:105-108.
- Simmons, J.A., I.J. Fernández, R.D. Briggs, M.T. Delaney. (1996). Forest floor C pools and fluxes along a regional climate gradient in Maine, USA. *For. Ecol. Manag.* 73:145-155.
- Smith, P., D.S. Powlson, M.J. Glendining, J.U. Smith. 1997. Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Global Change Biology.* 3:67-79.

- Smith, P., D.S. Powlson. (2000). Considering manure and carbon sequestration. *Science* 287 (5452):428-429.
- Skiba, U.M., I.P. McTaggart, K.A. Smith, K.J. Hargreaves, D. Fowler. 1996. Estimates of nitrous oxide emissions from soil in the UK. *Energy Conv. Manag.* 37:1303-1308.
- Skjemstad, J.O., P. Clarke, J.A. Taylor, J.M. Oades, S.G. McClure. 1996. The chemistry and nature of protected carbon in soil. *Aust. J. Soil Res.* 34:251-271.
- Sombroek, W.G., F.O. Nachtergaele, A. Hebel. 1993. Amounts, dynamics and sequestering of carbon in tropical and subtropical soils. *Ambio* 22:417-426.
- Soussana, J.-F., P. Loiseau, N. Vuichard, E. Ceschia, J. Balesdent, T. Chevallier, y D. Arrouays. (2004). Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use Manag.* 20:219-230.
- Tate, K.R., A. Scott, D.J. Ross, A. Parshotam, J.J. Claydon. 2000. Plant effects on soil carbon storage and turnover in a montane beech (*Nothofagus*) forest and adjacent tussock grassland in New Zealand. *Aust. J. Soil Res.* 38:685-697.
- Theander, O., P. Åman. (1984). Anatomical and chemical characteristics in straw and other fibrous byproducts as feed. In: developments in Animal and Veterinary Sciences, 14 (eds. F. Sundstol y E. Owen), Elsevier Science Publishers, B.V., Amsterdam.
- Van Dijk, H. (1982). Survey of Dutch soil organic matter research with regard to humification and degradation rates in arable land. En: Land Use Seminar on Soil Degradation, Wageningen, October 1980. (eds. D. Boels, D.B. Davies & A.E. Johnson), Balkema, Rotterdam, pp. 133-143.
- van Wieren, S.E. 1995. The potential role of large herbivores in nature conservation an extensive land use in Europe. *Conserv. Biol. J. Linn. Soc.* 56:11-23.
- Verde, J.R., M. Camps Arbestain, F. Macías. 2005. Expresión of andic soil properties in soils from galicia (NW Spain) under forest and agricultural use. *Eur. J. Soil Sci.* 56:53-63.
- Viterbi, R., A. Perrone, L. Sterpone, P. Aceto, R. Sorino, B. Bassano. 2002. Does cattle influence the spatial and feeding behaviour of roe deer *Capreolus capreolus* in an alpine valley? Abstracts of the III World Conference on Mountain Ungulates.