

IMPPLICACIONES DE LA VARIABILIDAD ESPACIAL Y TEMPORAL DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN EL DISEÑO DE LAS REDES DE SEGUIMIENTO

M. CAMPS ARBESTAIN, M. PINTO.

NEIKER. Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario. Berreaga, 1. 48160-Derio, Bizkaia. (mcamps@neiker.net)

Abstract. The Kyoto Protocol allows the signatory countries (Parties) to discount greenhouse gas sequestration that is induced by supplementary activities, from their greenhouse gas emissions. Such activities mainly induce C sequestration in soils and biomass. Variations in soil organic C stocks must therefore be included in the reports to be submitted by the Parties during the commitment period. The temporal and spatial heterogeneity of soil organic C stocks, combined with the different sampling criteria and analytical techniques used to date, make the detection of any changes a difficult challenge. In this study we present a review of the involvement of temporal and spatial variability of soil organic C stocks in the design of the monitoring systems, and we propose a plan for soil sampling and monitoring of soil C changes that can be readily implemented on a regional/national scale.

Resumen. El Protocolo de Kioto autoriza a los países firmantes a descontar de sus emisiones de gases con efecto invernadero el secuestro de estos gases inducido por actividades suplementarias. Estas actividades afectan principalmente al secuestro de C orgánico en biomasa y suelos. Por tanto, las variaciones que se produzcan en los stocks de C orgánico de los suelos deberán incluirse en los informes que las Partes firmantes deban aportar durante el período de compromiso. Sin embargo, la detección de cambios en los niveles de C orgánico del suelo no es una tarea fácil debido a la heterogeneidad espacial y temporal que éstos presentan, así como a los distintos criterios de muestreo y a las distintas técnicas analíticas utilizadas hasta la fecha. En este trabajo se hace una revisión de las implicaciones de la variabilidad espacial y temporal del C orgánico del suelo en el diseño de las redes de seguimiento y se propone una red de seguimiento y un sistema de muestreo a escala regional/estatal.

CONTEXTO: PROTOCOLO DE KIOTO Y ACUERDOS DE MARRAKECH

Según el Protocolo de Kioto, los países implicados deben informar sobre sus emisiones y fijaciones de CO₂, así como de otros gases con efecto invernadero, resultantes de las actividades LULUCF (Land use and Land-Use Change and Forestry) incluidas en el Artículo 3.3 (forestación, reforestación, y deforestación) y en el Artículo 3.4 (gestión forestal, gestión agrícola, gestión de pastos, revegetación) que

han tenido lugar desde el año 1990 tras una acción intencionada. Durante el período de compromiso, los países deberán aportar anualmente junto con los informes anuales de emisiones e inmisiones de gases con efecto invernadero - información suplementaria relacionada con las actividades LULUCF (de acuerdo con lo estipulado en el Protocolo de Kioto y en los Acuerdos de Marrakech) para asegurar el cumplimiento de los compromisos sobre limitaciones y reducciones de emisiones

de gases con efecto invernadero. Estos informes no implican la realización de determinaciones de campo anuales, pero sí se espera que los países desarrollen sistemas que combinen determinaciones, modelos, y otras herramientas que permitan la realización de estos informes con una periodicidad anual (IPCC, 2003). Además, según el Protocolo de Kioto, estos sistemas de contabilización deberán tener en cuenta las incertidumbres, la transparencia de los informes, y su verificación, entendiéndose como tal, el nivel de rigurosidad de la definición de lo que se considera como verificación aceptable (Smith, 2004).

Reglas de contabilización y de verificación

El balance para las actividades consideradas en el Artículo 3.3 se establece sobre una base bruto-neto, por lo que sólo se considerarán los cambios netos que tengan lugar en los stocks de C orgánico durante cada uno de los años del período de compromiso, sin comparar estos valores con los del año de referencia (año 1990). En cambio, el balance para las actividades consideradas en el Artículo 3.4, a excepción de la actividad de gestión forestal, se establece sobre una base neto-neto. Así, el C orgánico acumulado se calculará restando al flujo de cinco años, correspondientes a los años entre 2008 y 2012, el valor del flujo de C orgánico del año 1990 multiplicado por 5.

La definición de verificación, de acuerdo con la Guía de las Buenas Prácticas para LU-LUCF (IPCC, 2003) hace referencia al conjunto de actividades y procedimientos que deben realizarse para determinar el grado de fiabilidad de los datos aportados por los distintos países referentes a las actividades LU-LUCF. Ello implica la comprobación de los datos con otros, ya sean empíricos o estimaciones independientes. La verificación difiere de la validación en que esta última consiste en la comprobación de que los cálculos asociados a los datos aportados en los informes hayan

sido correctos, siguiendo las instrucciones y las guías correspondientes.

Para cumplir con lo estipulado en el Protocolo de Kioto y en los Acuerdos de Marrakech en lo referente a los sistemas de contabilización, Smith (2004) propone (i) un sistema de seguimiento para identificar, georreferenciar, y registrar las superficies afectadas por los distintos usos y tipos de gestión del suelo y los cambios que de éstos se produjeran, ya sea mediante teledetección o mediante un sistema de seguimiento de campo y (ii) la realización de experimentos controlados en regiones climáticas y en suelos representativos para derivar los valores de las variaciones de C orgánico del suelo a aplicar en cada caso (o incluso la utilización de valores obtenidos a partir de modelos bien evaluados y documentados). Por otro lado, para cumplir con lo estipulado en el Protocolo de Kioto y en los Acuerdos de Marrakech en lo referente a la verificación, Smith (2004) propone utilizar datos obtenidos en parcelas de referencia (benchmark sites). Por tanto, la propuesta de Smith (2004) no incluye el establecimiento de una red de seguimiento de los stocks de C orgánico del suelo, sino el estudio detallado y exhaustivo de parcelas representativas.

Sin embargo, a nivel europeo, dentro de la Estrategia del Suelo Europeo (CIRCA, 2004) se ha propuesto el establecimiento de un Sistema Europeo de Vigilancia de Suelos con una estructura de tipo nido, coordinado entre los distintos Estados Miembros, en el que se pretende tener en cuenta, además de las variaciones de C orgánico del suelo, otros tipos de deterioro, como contaminación, erosión, etc. Este Sistema de Vigilancia podría ser de gran utilidad de cara a la realización de los inventarios de los stocks de C orgánico de los suelos. En cualquier caso, para la realización de cualquier tipo de estudio sobre la evolución del C orgánico del suelo en campo, sea a nivel de red de seguimiento o sea a nivel de parcelas experimentales, habrá que tener en cuenta la varia-

bilidad espacial y temporal de éste, con el fin de que los resultados que de estos estudios se extraigan sean correctamente interpretados. Por todo ello, en este trabajo se recogen las implicaciones de la variabilidad espacial y temporal del C orgánico del suelo en el diseño de los estudios de seguimiento.

Fracciones de C orgánico que deben contabilizarse

El IPCC (2003) propone en la Guía sobre Buenas Prácticas para LULUCF las siguientes fracciones de C orgánico:

Biomasa viva.

Biomasa aérea (biomasa sobre el suelo).

Toda aquella biomasa viva que se encuentra por encima del suelo.

Biomasa del suelo (biomasa bajo el suelo). Comprende a la biomasa de raíces vivas. Las raíces finas a menudo se excluyen debido a la dificultad de distinguir las frente a la materia orgánica del suelo o a la hojarasca. Se sugiere utilizar 2 mm como diámetro máximo para las raíces finas, aunque este criterio es modificable según país.

Biomasa muerta

Madera muerta. Incluye toda la biomasa de madera no viva, no incluida en la hojarasca, que se encuentra o bien en pie, o en la superficie del suelo, o en el suelo. La madera muerta incluye las raíces muertas y los tocones de diámetro mayor de 10 cm (o diámetro establecido por el país).

Hojarasca (detritus). Toda la biomasa no viva que se encuentra en distintos estados de descomposición en la superficie de un suelo, con un diámetro menor a 10 cm (o diámetro establecido por el país). Las raíces finas vivas de diámetro menor de 2 mm (o diámetro establecido por el país) se incluyen en la hojarasca cuando no se pueden distinguir del resto de la hojarasca de forma empírica.

Suelo.

Materia orgánica del suelo. Incluye el C orgánico de suelos minerales y orgánicos hasta

la profundidad escogida por el país y aplicada de forma consistente en el tiempo. Las raíces finas vivas, de diámetro menor de 2 mm (o diámetro establecido por el país), se incluyen en la materia orgánica del suelo cuando no se pueden distinguir del resto de forma empírica.

Consideración de estas fracciones de C orgánico en las metodologías de cálculo

En las Directrices IPCC (1996) se recoge una metodología de cálculo para la estimación de las variaciones en los stocks de las dos fracciones de C orgánico más importantes: (i) la biomasa viva aérea y (ii) el C orgánico del suelo, y considera como nulos los cambios en las otras fracciones (madera muerta, hojarasca, y raíces vivas), aunque indica que deberían ser consideradas en las futuras guías o directrices en las que se definan las metodologías a seguir para la realización de inventarios de los stocks de C orgánico. De hecho, en la Guía sobre Buenas Prácticas para LULUCF (IPCC, 2003) se describen metodologías de cálculo para las cinco fracciones de C orgánico indicadas en el apartado anterior. Esta Guía distingue tres metodologías de cálculo (*tier 1, tier 2, tier 3*) para estimar las emisiones y el secuestro de gases que se producen en cada fuente o sumidero; éstas difieren en el grado de complejidad de los cálculos y la precisión de la información que de ellos se obtiene. La elección de una determinada metodología depende de la calidad de la información de la que se dispone en la zona de estudio y/o del peso de la categoría en consideración. En el nivel menos exigente (*tier 1*), al igual que en las Directrices establecidas inicialmente por el IPCC (1996), se consideran como nulos los cambios que puedan tener lugar en (i) la biomasa viva del suelo (raíces vivas), y (ii) la biomasa orgánica muerta (madera muerta y hojarasca), por lo que no se incluyen estas fracciones en dichos cálculos. Sin embargo, en los niveles más exigentes (*tier 2 y tier 3*), sí se consideran estas fracciones, siempre y cuando se hayan producido modificaciones en

los stocks de C orgánico. Por otro lado, en los Acuerdos de Marrakech se da un paso más al especificar que las variaciones en los stocks de C orgánico de la hojarasca, las raíces vivas, y en la madera muerta, deberán ser siempre contabilizadas a no ser que el país pueda demostrar que estas fracciones no actúan como fuente. Cabe mencionar que la cantidad de C en las raíces vivas, madera muerta, y/o hojarasca puede llegar a ser importante en muchos ecosistemas.

CUANTIFICACIÓN DEL C ORGÁNICO DEL SUELO

El contenido de C presente en la materia orgánica del suelo generalmente se indica en forma de concentración (masa de C por unidad de masa de suelo: g kg^{-1} o $\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$), aunque a menudo el dato que se aporta es el de materia orgánica ($\text{MO} = 1,724 \times \text{C orgánico del suelo}$). El método más comúnmente utilizado para la realización de balances de C orgánico del suelo consiste en, por un lado, la determinación del C orgánico por unidad de masa a distintas profundidades (o para uno o más horizontes) y, por otro, la transformación de los datos a C orgánico por unidad de superficie para una determinada profundidad teniendo en cuenta la densidad aparente y la presencia de elementos gruesos ($>2 \text{ mm}$). Los resultados pueden expresarse en kg m^{-2} , t ha^{-1} o Gt (Pg) totales para superficies específicas y rangos de profundidad ($1 \text{ Gt} = 1 \text{ Pg} = 10^{15} \text{ g}$). Sin embargo, algunos investigadores sugieren la conveniencia de utilizar datos por unidad de masa en lugar de por unidad de volumen, tal como se indica más adelante. Para evitar arrastrar errores sistemáticos en la realización de estos cálculos es necesario conocer la variabilidad vertical, horizontal, y temporal de las propiedades de los suelos. Dicha variabilidad y sus implicaciones en el muestreo se detallan a continuación.

HETEROGENEIDAD DEL C ORGÁNICO DEL SUELO. IMPLICACIONES EN

EL MUESTREO

Variabilidad espacial

Existe una elevada variabilidad geográfica del C orgánico del suelo y también un marcado gradiente vertical (en profundidad). En la variabilidad asociada a la distribución superficial de la materia orgánica del suelo a escala regional o mayor, intervienen principalmente la climatología, la litología, y el relieve que, a su vez, influyen en la vegetación de un determinado ecosistema. Por ello, al realizar una red de seguimiento, es necesario realizar una estratificación previa de los puntos de muestreo, en subáreas o estratos de características similares, con el fin de disminuir la variabilidad existente dentro de cada estrato. Por otro lado, existe también variabilidad espacial a escala de parcela, principalmente influida por la distribución de las especies vegetales y sus sistemas radiculares. Esta variabilidad se ve acentuada en determinados casos, p.e. cultivos distribuidos en hileras. Para la realización de un inventario y posterior seguimiento de los stocks de C orgánico del suelo a nivel regional, conviene disminuir la variabilidad existente a escala de parcela, hecho que se consigue mezclando las submuestras de suelo dentro de una misma parcela (Smith, 2002). Finalmente, el gradiente vertical al que se hacía alusión anteriormente viene principalmente determinado por el patrón de distribución de las raíces, y éste, a su vez, por la especie vegetal, tipo de suelo, y la aportación hídrica/nutricional. Todo ello deberá tenerse en cuenta a la hora de realizar los muestreos.

Variabilidad temporal

La heterogeneidad del C orgánico del suelo y su naturaleza dinámica impiden una detección anual o a escalas de tiempo menores (aunque existen excepciones, como p.e. cuando se realizan aportaciones de residuos orgánicos a un suelo), mientras que sí se han detectado diferencias estadísticamente significativas en los niveles de C orgánico del suelo después de 5-10 años. Ello se debe a que, a pesar de los

grandes flujos de C anuales asociados a la producción primaria y a procesos de respiración (p.e., 3-10 t ha⁻¹ año⁻¹), los cambios netos que se producen anualmente son demasiado pequeños (generalmente <1 t ha⁻¹ año⁻¹) comparado con los elevados niveles de C orgánico presente en los suelos (p.e., 30-80 t ha⁻¹) (Post y col., 2001). Además, la variabilidad meteorológica anual tiene una gran influencia en los distintos procesos que afectan a los flujos de C dentro de un determinado ecosistema, como p.e., en la producción primaria neta, por lo que puede dificultar la interpretación de los resultados.

La cinética de acumulación o pérdida de materia orgánica por cambio de uso y/o gestión se caracteriza por ser no lineal, siendo más rápida durante los primeros años que siguen a la adopción de una determinada práctica, y siguiendo un comportamiento asintótico (Fig. 1). Sin embargo, en ocasiones, tras la implantación de un uso favorecedor de la acumulación de C orgánico, como p.e. una forestación, pueden producirse pérdidas de C orgánico en los primeros años, sobre todo cuando se produce un laboreo de suelo previo a la implantación del nuevo uso. En las Directrices IPCC (1996), al igual que al nivel de cálculo *Tier 1* (IPCC, 2003) se propone (i) un período de 20 años como la duración media hasta alcanzar el nuevo equilibrio en los niveles de C orgánico del suelo, y (ii) la utilización de un modelo lineal de acumulación o pérdida de materia orgánica. La utilización de un período medio de 20 años para alcanzar la nueva posición de equilibrio es, sin embargo, sólo una aproximación. En climas fríos, los cambios son más lentos y tienden a tardar aproximadamente 50 años hasta alcanzar un nuevo equilibrio, mientras que en las zonas tropicales, los cambios son mucho más rápidos, y el nuevo equilibrio se alcanza en unos 10 años. Al nivel de cálculo *Tier 2* (IPCC, 2003) se propone utilizar un valor ajustado a la zona de estudio. Además, a dicho nivel de cálculo, también se propone utilizar una función asintótica en lugar de la función li-

neal utilizada en el nivel de cálculo *Tier 1* y propuesta en las Directrices IPCC (1996). De esta forma se disminuye el riesgo de subestimar la acumulación de C orgánico al poco de una transformación y, el de sobreestimarlos en el caso de estar cerca de la nueva condición de equilibrio.

Finalmente, otro factor que debería tenerse en cuenta es que, generalmente, la cinética de acumulación de materia orgánica es más lenta que la cinética de pérdida de materia orgánica (FIGURA. 1). Por ejemplo, a 20 años vista, las pérdidas que se producen con la transformación de un suelo forestal a agrícola son el doble de lo que se acumularía en la conversión inversa (INRA, 2002). Sin embargo, a pesar de las distintas cinéticas de acumulación y de pérdida de materia orgánica del suelo, la metodología de cálculo a nivel *Tier 1* y *Tier 2* utiliza el mismo factor para la función de acumulación que para la función de pérdida de C orgánico, sólo que con signo opuesto.

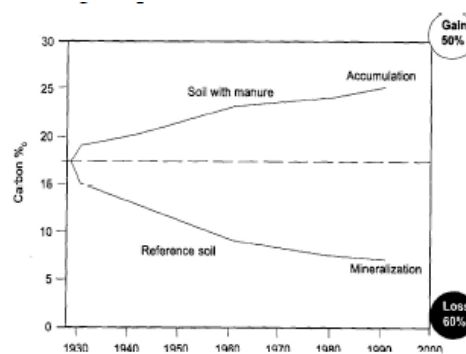


FIGURA 1. Evolución de la concentración de C orgánico en suelos francos entre los años 1928 y 1991 con o sin la adición de purines (experimento realizado por el INRA-Versailles; FAO, 2001).

Por lo tanto, la variabilidad temporal de los contenidos de C orgánico del suelo se ve influida por el historial de los usos del suelo, ya que un stock de C de un suelo bajo un determinado uso, a menudo no se corresponde a un stock en equilibrio y refleja, en parte, los usos anteriores de la zona. A su vez, aún habiéndose alcanzado el valor de equilibrio (p.e., tras

una plantación de frondosas en una zona en la que históricamente había frondosas), éste nuevo valor puede ser distinto al que previamente podía haber existido en el bosque original. Dupouey y col. (2002), en un estudio realizado en Francia sobre el impacto de la agricultura practicada durante 200 años por los romanos entre los siglos I y III A.C. en zonas que actualmente son de uso forestal, observaron que aún hoy en día se detecta la influencia de la agricultura practicada hace más de 2000 años. Por todo ello, al realizar el seguimiento de los niveles de C orgánico en las parcelas en las que ha tenido lugar un cambio de uso, es conveniente realizar un muestreo paralelo en una parcela cercana a la parcela de estudio en la que se mantenga la técnica de gestión del tiempo 0 con el fin de disponer de una línea base (McGill y col., 1996).

Implicaciones de la variabilidad espacial y temporal de la materia orgánica en el muestreo

De todo lo dicho anteriormente, se desprende que el principal problema de las estimaciones de los cambios de los niveles de C orgánico en suelos está asociado a la resolución, es decir, al mínimo cambio detectable (Smith, 2004). Por ello, la detección de cambios tras un cambio de uso/gestión a lo largo de los 5 años del período de compromiso puede resultar, en la mayoría de los casos, una tarea difícil. La detección de variaciones en los niveles de C orgánico durante dicho período, en caso de haberse producido, podría resolverse aumentando el número de muestras, pero ello resultaría extremadamente caro. Garten y Wullschleger (1999), estudiaron la variación de C orgánico del suelo tras cinco años de cultivo (con un cultivo herbáceo bioenergético) y observaron que para detectar cambios de C orgánico del orden de 5 t C ha^{-1} (correspondientes a un 10-15% del C orgánico del suelo) entre tratamientos eran necesarias 16 muestras de suelo, mientras que para detectar cambios del orden de 1 t C ha^{-1} (correspondientes a un 2-3% del C orgánico del suelo) eran necesarias más de 100 muestras de suelo.

Una posible alternativa para conseguir mayor poder estadístico en los estudios de seguimiento es la realización de lo que se denomina un muestreo emparejado (*paired sampling*), que consiste en la utilización de parcelas permanentes en lugar de realizar muestreos al azar (Smith, 2002). Ellert y col. (2002) sugieren la utilización de microparcels (Fig. 2), en las que en el primer muestreo se cogerían submuestras

tras en una serie de puntos de la microparcels y, en el segundo muestreo, se cogerían submuestras de otros puntos de la microparcels situados a una distancia constante de los puntos utilizados en el primer muestreo.

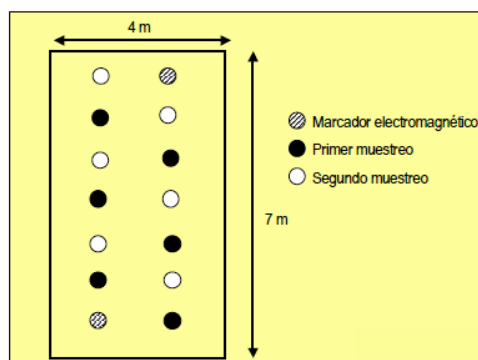


FIGURA 2. Microparcels de muestreo propuesta por Ellert y col. (2002).

Finalmente, Smith (2002) se plantea el dilema entre aumentar el número de parcelas o aumentar el tamaño de las mismas. Así, entre la opción de utilizar un menor número de parcelas de mayor tamaño o la opción de utilizar un mayor número de parcelas de menor tamaño, generalmente se recomienda la segunda de ellas, ya que al aumentar el número de muestras aumenta el poder estadístico. Sin embargo, también se consigue mejorar el poder estadístico disminuyendo la variabilidad entre muestras, hecho que se puede conseguir utilizando parcelas de mayor tamaño. Por otro lado, en el momento de tomar una decisión entre ambas opciones, hay que tener en cuenta los costes asociados a cada una de ellas. Posiblemente en un estudio de seguimiento de los contenidos de C orgánico del suelo, el mayor coste se deba al desplazamiento entre los distintos puntos de muestreo, por lo que una disminución del número de éstos, y la utilización de parcelas de mayor tamaño, puede ser la opción más conveniente.

Implicaciones de la variabilidad espacial y temporal de la densidad aparente del suelo en la profundidad de muestreo y en el cálculo del contenido de C orgánico del suelo (unidad de masa vs. unidad de volumen).

La metodología propuesta en las Directrices del IPCC (1996) considera sólo los primeros 30 cm

de suelo, justificándose en el hecho de que las mayores concentraciones de C orgánico, así como las mayores respuestas a cambios de uso y gestión del suelo se dan a esa profundidad. Además, a menudo, la información sobre contenidos de C orgánico a profundidades mayores es escasa. Sin embargo, la Guía sobre Buenas Prácticas para LULUCF (IPCC, 2003) deja abierta la posibilidad de incluir en los cálculos el contenido de C orgánico a profundidades mayores de 30 cm. Gifford (1998) considera que la determinación de los stocks de C orgánico considerando sólo los primeros 30 cm supone un doble problema ya que (i) la densidad aparente del suelo varía según el uso del mismo y, (ii) la magnitud de la variación de la densidad aparente del suelo con un cambio de uso no es homogénea en profundidad, siendo generalmente mayor el cambio que se produce en superficie.

Consideremos, por ejemplo, el caso de un suelo en el que no se hayan producido variaciones en los contenidos de C orgánico del mismo, pero sí cambios en la densidad del mismo debido a un proceso de compactación (Fig. 3) (Ellert y col., 2000). Si determinamos el C orgánico presente en los primeros 30 cm y comparamos ese valor con el anterior al cambio de uso, observaremos un incremento de C orgánico que en realidad no se ha producido. Este problema, que puede ser sustancial en los primeros 30 cm, va a ser mucho menor si consideramos los primeros 100 cm de suelo, aunque sigue considerándose aconsejable determinar las variaciones

de densidad aparente en profundidad. Otras razones por las que es aconsejable aumentar la profundidad de muestreo de 30 cm a, como mínimo, 100 cm, es que, tal como se ha indicado anteriormente, los patrones de distribución de las raíces pueden variar mucho según el tipo de uso del suelo y, el considerar sólo los primeros 30 cm puede dar lugar a conclusiones erróneas. Follet y col. (2001) propone coger muestras de suelo a 0-5 y a 5-10 cm de profundidad y, a partir de los primeros 10 cm, coger muestras de suelo por horizontes genéticos hasta una profundidad de hasta 2 m.

En el caso de que sólo se cojan muestras de los primeros cm del suelo, es aconsejable utilizar valores de C por unidad de masa en lugar de por unidad de volumen (Ellert y Bettany, 1995). Siguiendo el ejemplo de la Fig. 3, se considera aconsejable coger muestra hasta la profundidad correspondiente a la misma masa de suelo para ambos usos/gestión del suelo. Así, en el caso de un suelo en el que con el tiempo se haya producido una compactación, la profundidad de muestreo disminuirá y, en el caso de un suelo en el que con el tiempo se haya producido un aumento del contenido de C orgánico, posiblemente su densidad aparente haya disminuido, por lo que la profundidad de muestreo aumentará. En la práctica, sin embargo, las profundidades de muestreo se mantienen constantes, mientras que la masa de suelo que se debe utilizar con fines comparativos se recalcula posteriormente, una vez conocida su densidad aparente (FIGURA. 3) (Post y col., 2001).

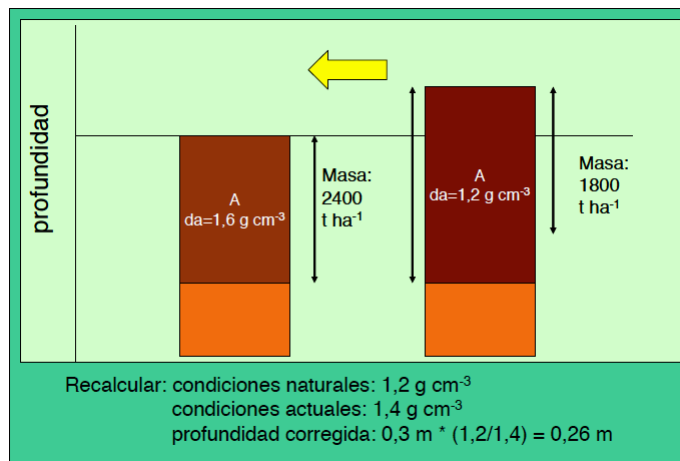


FIGURA 3. Modificaciones de la densidad aparente de un suelo y su relación con la masa del suelo a distintas profundidades (Ellert y col., 2000).

METODOLOGÍA ANALÍTICA.

Determinación del C orgánico del suelo

La metodología analítica se encuentra extensamente documentada en la literatura (Magdoff y col., 1996; Sparks, 1996; USDA-NRCS, 1996; Evans y col., 2001). Con los métodos de oxidación del C orgánico (en seco o en húmedo) se determina el *C orgánico total*, aunque en ocasiones la oxidación en húmedo no es capaz de determinar formas de carbono recalcitrantes como el carbón (Skjemstad y Taylor, 1999; Skjemstad y col., 2002). La determinación de C orgánico total es útil para realizar el seguimiento de variaciones en espacios de tiempo de >5 años. Sin embargo, cada vez hay más evidencias de que las mayores modificaciones de C orgánico a corto plazo tras cambios en los usos y/o tipos de gestión (principalmente con la realización de labores en el suelo) tienen lugar en la fracción ligera del C orgánico, también llamada materia orgánica particulada (POM) (Cambardella y Elliot, 1992). Ello se debe a que con el laboreo, se favorece el aumento de la aireación del suelo y la disrupción de los agregados, principalmente los macroagregados, con lo que se estimula la mineralización de la materia orgánica que anteriormente estaba protegida dentro de éstos, por parte de los microorganismos. Dentro de las distintas fracciones de materia orgánica que queden expuestas a la acción de los microorganismos, la POM es la más susceptible a ser degradada al ser fácilmente mineralizable. Por ello, a menudo se utiliza esta fracción como indicador de las variaciones del C orgánico del suelo tras el cambio de uso y se ha propuesto como uno de los indicadores a utilizar en la realización de seguimientos sobre la calidad del suelo (Grogan y col., 1994).

En cuanto a las distintas técnicas de fraccionamiento químico de la materia orgánica, ésta se ha fraccionado tradicionalmente mediante extracción secuencial en disoluciones alcalinas y en disoluciones ácidas (Schnitzer, 1982). Los ácidos húmicos y fúlvicos son so-

lubles en una base diluida, dejando la humina como residuo; el ácido húmico es insoluble en una disolución diluida ácida. Otros métodos para el fraccionamiento químico de la materia orgánica utilizan (i) agentes con mayor o menor poder oxidante (p.e. permanganato vs. dicromato) (Blair y col., 1995; Weil y col., 2003), o (ii) extractantes para solubilizar complejos organoaluminicos de distintos grados de estabilidad (LaCl_3 , CuCl_2 , pirofosfato sódico) (Verde y col., 2004). También se realizan extracciones en las que se identifica la composición de dicha materia orgánica a nivel de azúcares, proteína, celulosa, hemicelulosa, y lignina mediante reacciones de hidrólisis (Evans y col., 2001). Dicho fraccionamiento realizado en la materia orgánica fresca aporta información básica (junto con la relación C:N y condiciones ambientales) para estimar la velocidad de degradación de estos restos vegetales.

Técnicas como FTIR, NMR, e incluso pirólisis (Py-CG/MS), son de gran utilidad para identificar los distintos constituyentes de la materia orgánica (p.e. lignina, celulosa, proteína), así como sus grupos funcionales (Almendros, 2004; Pontevedra-Pombal y col., 2004; Arce y col., 2004; González-Vila y col., 2004). También se utilizan técnicas como ATD o ATG para identificar los máximos de los exotermos que se producen tras el calentamiento lento de la materia orgánica, y relaciones isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$) para investigaciones sobre la dinámica del C en sistemas en los que se ha producido alternancia de especies C3 y C4 (Buurman y col., 2005). Los estudios sobre la fracción de material orgánica susceptible a la fotooxidación (Clough y Skjemstad, 2000), pueden dar una idea sobre las reacciones catalizadas por luz UV. Finalmente, la mineralización del C orgánico a CO_2 se estudia mediante la realización de incubaciones, mientras que la biomasa microbiana del suelo se puede determinar mediante distintas aproximaciones, como p.e. mediante el método de fumigación con cloroformo (Jenkinson y Powlson, 1976) del que

existen distintas variantes (incubación vs. extracción) y el método de la respiración inducida por un sustrato (*substrate-induced respiration*) (Sparling y col., 1990).

Métodos de determinación de flujos de CO₂

Estos métodos, que consisten en determinar los intercambios de gases entre el suelo y la atmósfera, presentan la ventaja de obtener datos independientes de los obtenidos mediante la determinación de los stocks de C orgánico del suelo. Sin embargo, tienen varias limitaciones: (i) necesitan de una infraestructura costosa y existen actualmente pocos puntos equipados, y (ii) no aportan información exclusiva a los flujos de C del suelo, ya que el balance integra también los flujos de CO₂ de la biomasa. Según el IPCC (1996), la fiabilidad actual de estos métodos no es aún la suficiente para ser utilizados como base en las estimaciones de cambios en los niveles de C orgánico del suelo, aunque pueden ser útiles para la verificación como método independiente.

Uso de modelos para estimar variaciones en los stocks de C en suelos a largo plazo

Se han desarrollado una serie de modelos para estimar la evolución de C orgánico de suelo tras cambios de uso del suelo. En Australia se ha desarrollado el modelo FullCAM que integra los modelos CAMFor y CAMAg, el primero para sistemas forestales y el segundo para sistemas agrícolas (Richards, 2001). El modelo CAMFor incluye un modelo de crecimiento de biomasa forestal (modelo 3PG), un modelo de descomposición de hojarasca (modelo GENDEC) y un modelo del C orgánico del suelo (RothC) derivado de los experimentos en Rothamsted (Jenkinson y Rayner, 1977). La versión paralela CAMAg incluye, a su vez, los modelos GENDEC y RothC. Con la integración de los modelos CAMFor y CAMAg en el modelo FullCAM se consigue estudiar los sistemas de transición (forestación, reforestación,

y deforestación) y los sistemas mixtos (p.e. sistemas agroforestales). En E.E.U.U. los dos modelos más usados son el Century (Parton y col., 1988) y el DNDC (DeNitrification DeComposition) (Li y col., 1994). Ambos modelos requieren datos climáticos (temperatura y precipitación) de los puntos que se van a estudiar, y éstos se agrupan teniendo en cuenta características climáticas, edáficas (principalmente textura), e información del uso y gestión del suelo. Estos modelos consideran dos tipos de hojarasca (metabólica y estructural), así como tres compartimentos en la MO del suelo (activo, lento, pasivo), con distintos tiempos de residencia (FAO, 2001).

PROPUESTA DE RED DE SEGUIMIENTO Y TOMA DE MUESTRAS

Diseño de la red de seguimiento

Se propone una red de seguimiento que represente los componentes más permanentes de los ecosistemas, mediante una malla geográfica sistemática con puntos georreferenciados. La escala depende principalmente de aspectos económicos y de la heterogeneidad de las distintas zonas. Se propone una malla compatible con las redes de seguimiento europeo forestal (malla 16 x 16 km) y agrícola (malla 8 x 8 km), como puede ser una malla 4 x 4 km. Una red de seguimiento de este tipo podría tener otros usos paralelos, además de las determinaciones para verificar cambios en los niveles de C de los suelos, como el seguimiento de procesos de degradación del suelo, o un seguimiento de las modificaciones que se puedan producir en la biodiversidad.

Se propone una estratificación de las parcelas de seguimiento por (i) climatología, (i) litología, (iii) tipo de suelo, y (iii) tipos de uso y de gestión. Los usos presentes y pasados del suelo, y las prácticas agrícolas/forestales utilizadas en las parcelas de seguimiento deberán estar indicados. La periodicidad de las determinaciones será de entre 1 a 5 años, depen-

diendo del tipo de uso o gestión del suelo. La localización georreferenciada del punto de muestreo deberá ser lo más precisa posible y la red debe estar vinculada a un sistema de información digital efectivo.

Además, se propone seleccionar unas pocas parcelas de referencia (*benchmark sites*) teniendo en cuenta (i) el clima, según las zonas agroecológicas de la FAO y los regímenes térmicos e hídricos del Soil Survey Staff (1999), (ii) el concepto de región y subregión, según altitud, litología y tipo de suelo o proceso edáfico dominante (Hartwich y col., 1998), y (iii) uso del suelo bajo distintas prácticas de gestión. En estas parcelas de referencia se propone realizar un seguimiento más exhaustivo (p.e., realizar un fraccionamiento más detallado de la materia orgánica o medir flujos de CO₂), así como hacer un seguimiento detallado de parcelas en las que se hayan producido cambios de uso y/o gestión junto con unas parcelas control en las que no se hayan producido estas modificaciones, para utilizarlas como línea base. Dentro del seguimiento de estos cambios de uso/gestión, se primarán aquellos que sean más representativos, así como el seguimiento de las zonas de restauración de escombreras, dadas las muy distintas velocidades de secuestro de C orgánico que se pueden producir en ellas según las técnicas que se utilicen. En caso de que ya existan localmente parcelas en las que se estén realizando seguimientos con anterioridad, se propone valorizar dichas observaciones enriqueciéndolas con determinados

Para estudiar la evolución del C orgánico en las parcelas de referencia tras un cambio de actividad (i) hay que estimar los flujos de C orgánico previos al inicio de la actividad, y (ii) hay que poder proyectar la evolución de esos flujos para estimar su trayectoria en ausencia de un cambio de actividad. En este caso se propone, junto con la realización del seguimiento de las parcelas de referencia, utilizar modelos tipo CENTURY. El establecimiento de ensayos a largo plazo puede ser de gran valor de cara a

calibrar estos modelos en las distintas situaciones edafoclimáticas. Por otro lado, la teledetección puede ser una buena herramienta para extrapolar los resultados y cartografiar la cobertura vegetal y el uso del suelo, pero no puede sustituir a los datos reales de campo para determinar cambios de C orgánico.

Muestreo en la red de seguimiento

Se propone la utilización de un sistema de muestreo emparejado, ya sea mediante el establecimiento de microparcelas de seguimiento, como las representadas en la Fig 2, o la utilización de cualquier otro tipo de muestreo emparejado realizado con un procedimiento estándar. Se realizarán sondeos en distintos puntos de muestreo dentro de una misma parcela y se abrirá una calicata cercana a dichos puntos para ver la distribución de los horizontes genéticos. Se propone coger muestras a 0-5, 5-10, y 10-30 cm de profundidad y, a partir de los primeros 30 cm, coger las muestras de suelo por horizontes genéticos hasta una profundidad de hasta 1 m. Posteriormente, para cada profundidad, se mezclarán las distintas submuestras de la misma parcela. Las densidades aparentes se determinarán para cada profundidad muestreada en la calicata abierta. Se caracterizará (i) la biomasa viva del suelo (raíces vivas), (ii) la hojarasca, y (iii) la materia orgánica del suelo. También se caracterizará (iv) la biomasa aérea y (v) la madera muerta, aunque dicha caracterización no es objeto de este estudio, cuyo objetivo principal es la determinación de las variaciones de C orgánico del suelo. En sistemas forestales, estas fracciones están siendo actualmente caracterizadas en los distintos inventarios (p.e., IFN). La metodología de campo debe estar adecuadamente detallada en una documentación clara de forma que las sucesivas fases de recolección de datos sean compatibles. Lo mismo para la metodología de laboratorio, que debe ser estándar (p.e. normas ISO). Se propone utilizar una definición de códigos metodológicos no ambiguos. Las formas

de C orgánico que se propone analizar son: (i) C orgánico total del suelo, (ii) C orgánico lábil (oxidable con permanganato 33 mM), y (iii) C extraíble con pirofosfato sódico (que representaría el C orgánico humificado). En las parcelas de referencia se realizaría una caracterización más detallada que incluiría, entre otras fracciones, la POM.

Métodos de cálculo, validación y verificación

Se deberán implementar métodos adecuados para estimar la emisión/fijación de C en los suelos para cada estrato a partir de los datos de campo, con la inclusión de los procedimientos de validación, teniendo en cuenta todas las instrucciones y las guías correspondientes (IPCC, 2003). Tal como se ha indicado anteriormente, las consideraciones metodológicas deben incluir la combinación de actividades de seguimiento y, si fuera el caso, los estudios de modelización que hubiere. Los modelos desarrollados o adaptados para este fin deben ser revisados y validados con observaciones representativas de los ecosistemas en estudio.

Finalmente, la red de seguimiento debe incluir un componente de verificación, en el que se recojan datos independientes para verificar la aplicabilidad de los valores que se van a utilizar en la metodología de cálculo. En este caso, se plantea, siguiendo la propuesta de Smith (2004), utilizar las parcelas de referencia para la obtención de datos independientes, junto con la incorporación de modelos, e información procedente de técnicas como la teledetección.

REFERENCIAS

Almendros, G. 2004. Investigaciones básicas sobre el origen y la estructura molecular de las formas estables de la materia orgánica relacionadas con el proceso de secuestro de C en los suelos. *Edafología. En prensa.*

Arce, F., J. Antelo, S. Fiol, D. Gondar, A. Iglesias, R. López, G. Zanini. 2004. Characterization of fulvic and humic acids extracted from two horizons of an ombrotrophic peat in Montouto. *Edafología. En prensa.*

Blair, G.J., R.D.B. Lefroy, L. Lisle. 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Aust. J. Agric. Res.* 46:1459-1466.

Buurman, P., R. Roscoe, F. De Alcantara. 2004. Carbon sequestration research in Brazilian savannah systems: problems and results. *Edafología. En prensa.*

Cambardella, C.A., E.T. Elliot. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:777-783.

CIRCA, 2004. <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/soil/home>.

Clough, A., J.O. Skjemstad. 2000. Physical and chemical protection of soil organic carbon in three agricultural soils with different contents of calcium carbonate. *Aust. J. Soil Res.* 38:1005-1016.

Dupouey, J.L., E. Dambrine, J.D. Laffite, C. Moares. 2002. Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology* 83:2978-2984.

Ellert, B.H., y J.R. Bettany. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil Sci.* 75:529-538.

Ellert, B.H., H.H. Janzen, B.G. McConkey. 2000. Measuring and comparing soil carbon storage. P. 131-146. In *R. Lal y col. (ed.) Assessment methods for soil carbon. Lewis CRC Press, Boca Raton, FL.*

Ellert, B.H., H.H. Janzen, T. Entz. 2002. Assessment of a method to measure temporal change in soil carbon storage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:1687-1695.

- Evans, J.L., I.J. Fernandez, L.E. Rustad, S.A. Norton. 2001. Methods for evaluating carbon fractions in forest soils: a review. Maine Agricultural and Forest Experiment Station. *Technical Bulletin* 178. Maine.
- FAO, M. 2001. Soil carbon sequestration for improved land management. FAO *World Soil Resources Reports*. 96.
- Follet, R.F., E. Samson-Liebig, J.M. Kimble, E.G. Pruessner, S. Waltman. 2001. Carbon sequestration under CRP in the historic grassland soils of the USA. En: Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect. *SSSA Special Publication Number 57*.
- Garten, C.T., Jr., S.D. Wullschleger. 1999. Soil carbon inventories under a bioenergy crop (switchgrass): measurement limitations. *J. Environ. Qual.* 28:1359-1365.
- Gifford, R. 1998. Monitoring and predicting below ground carbon change with land use and land cover change for the National Greenhouse Gas Inventory. *Australian Collaborative Land Evaluation Program Newsletter* 7:3-8.
- González-Vila, F.J., J.A. González, O. Polvillo, G. Almendros, H. Knicker. 2004. Pyrolytic and spectroscopic approaches to the study of refractory forms of organic carbon. Soils affected by fires. *Edafología. En prensa*.
- Gregorich, E.G., M.R. Carter, D.A. Angers, C.M. Monreal, B.H. Ellert. 1994. Towards a minimum data set to assess organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74:367-385.
- Hartwich, R., S. Thiele, D. Krug 1998. *Soil regions map of Europe (version 2.0)*. http://www.bodenkunde.uni-reiburg.de/eurosoil/abstracts/poster/id390_Hartwich.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, 1996. *Revised IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*. Reference Manual. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.htm>.
- IPCC, 2003. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. *IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme*. Kanagawa, Japon.
- Jenkinson, D.S., D.S. Powlson. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem.* 8:209-213.
- 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.
- Li, C., S. Frolking, R. Harris. 1994. Modeling carbon biogeochemistry in agricultural soils, *Global Biogeochem. Cycles*, 8:237-254.
- Magdoff, F.R., M.A. Tabatabai, E.A. Hanlon, Jr (eds.). 1996. Soil Organic Matter: Analysis and Interpretation, *SSSA Special Public.* No. 46, p. 67.
- McGill, W.B., Y.S. Feng, R.C. Izaurralde. 1996. Soil organic matter dynamics: from past frustrations to future expectations. *Soil Biology Symposium, Solo/Suelo 1996 XIII Congresso Latino Americano da Ciencia do Solo*, 4-8 August, Águas de Lindóia, Sao Paulo, Brazil.
- Parton, W.J., J.W.B. Steward, C.V. Cole. 1988. Dynamics of C, N, P, and S in grassland soils: a model. *Biogeochemistry*, 5:109-131.

- Pontevedra-Pombal, X., A. Martínez-Cortizas, P. Buurman. 2004. Las turberas de montaña de Galicia como sumideros de carbono. Caracterización y evolución de la materia orgánica. *Edafología. En prensa.*
- Post, W.M., R.C. Izaurralde, L.K. Mann, N. Bliss. 2001. Monitoring and verifying changes of organic carbon in soil. *Climatic Change*, 51:73-99.
- Richards, G.P. 2001. *The FullCAM* carbon accounting model: development, calibration and implementation for the national carbon accounting system. National carbon accounting system. Technical report no. 28. Australian Greenhouse Office. *The Lead Commonwealth Agency on Greenhouse Matters*. Canberra.
- Schnitzer, M. 1982. Organic matter characteristics. In: B.L. Page, R.H. Miller, D.R. (eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological properties*, 2nd edn. *Agronomy Monograph* N° 9, Madison, WI, pp. 581-594.
- Skjemstad, J.O., D.C. Reicosky, A.R. Wilts, J.A. McGowan. 2002. Charcoal carbon in U.S. agricultural soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:1249-1255.
- Skjemstad, J.O., J.A. Taylor. 1999. Does the Walkley-Black method determine soil charcoal? *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 30:2299-2310.
- Smith, P. 2004. Monitoring and verification of soil carbon changes under Article 3.4 of the Kyoto Protocol. *Soil Use and Management*, 20:264-270.
- Smith, G.R. 2002. Case study of cost vs. accuracy when measuring carbon stock in a terrestrial ecosystem. In: *Agricultural Practices and Policies for Carbon Sequestration in Soil*. J.M. Kimble, R. Lal, R.F. Follet (eds.). *Lewis Publishers, CRC Press Company*, Boca Raton, FL.
- Sparks, D.L. 1996. *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods*, *Soils Sci. Soc. Am. Book Series* 5, Madison, WI, EEUU.
- Sparling, G.P., C.W. Feltham, J. Reynolds, A.W. West, P. Singleton. 1990. Estimation of soil microbial C by a fumigation-extraction method: use on soils of high organic matter content, and a reassessment of the KEC-factor. *Soil Biol. Biochem.* 22:301-307.
- Soil Survey Staff. 1999. *Soil Taxonomy, a Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. 2nd ed. United States Department of Agriculture. *Natural Resources Conservation Services. Agriculture Handbook* No. 436. Superintendent of Documents. Government Printing Office. Washington, D.C.
- USDA-NRCS (United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service). 1996. *Soil Survey Laboratory Methods Manual. Soil Survey Investigations* report No. 42, Version 3.0, U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.
- Verde, J.R., M. Camps Arbostain, F. Macías. 2004. Expression of andic soil properties in soils from Galicia (NW Spain) under forest and agricultural use. *Eur. J. Soil Sci.*
- Weil, R.R., K.R. Islam, M.A. Stine, J.B. Gruber, S.E. Samson-Liebig. 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: a simplified method for laboratory and field use. *Am. J. Alter. Agric.* 18:3-1