

MEDICIÓN DE TENDENCIAS EN EL TIEMPO DEL ALMACENAMIENTO DE CARBONO DEL SUELO

Robert Jandl

Centro de Investigación Forestal
Seckendorff-Gudent Weg 8, A—1131 Viena, Austria
E – mail: Robert.Jandl@fbva.bmlf.gv.at

Resumen

El secuestro de carbono en ecosistemas forestales se lleva a cabo a través de su almacenamiento en la biomasa y en los suelos. La forestación de praderas y el cambio del uso de la tierra que propendan a establecer nuevos bosques son las medidas más efectivas, sin embargo el área disponible para esto puede ser una limitante. El secuestro de carbono en la biomasa de árboles es un proceso bien conocido, involucra grandes cantidades de carbono y los métodos para su medición funcionan con gran exactitud. No obstante, el empleo de la forestación como sumidero es sólo una solución temporal. Una forma de ampliación de este efecto corresponde a la optimización del manejo de los bosques para maximizar el contenido de carbono, sea en la madera o bien en los suelos. En este compartimento, la materia orgánica está ligada en enlaces de diversa estabilidad y la fracción más estable permanece en el suelo durante miles de años. Pero los procesos del ciclo geoquímico de carbono se entienden sólo en ciertos fragmentos. En esta discusión, existen opiniones controvertidas acerca del papel del suelo. El efecto fertilizante de CO₂ parece insignificante en comparación con las cantidades del C emitido mediante combustión. Además, la variabilidad del almacenamiento del carbono es grande, debido a diferencias locales en la densidad del suelo, y su contenido de rocas. Para medir el cambio del almacenamiento de carbono en los suelos, se requiere un gran número de parcelas de ensayo, y en algunos casos no es detectable a través de los métodos de investigación de suelos y análisis con estadística clásica. Las opciones son optar por largos tiempos de espera para considerar un efecto detectable, o bien usar métodos de análisis químico de alto costo, que utilizan el ¹⁴C residual de las pruebas de bombas atómicas.

Palabras clave: carbono, suelo forestal, secuestro, estadística, ¹⁴C

Introducción

Existe un consenso mundial acerca de que las tasas actuales de uso de combustibles fósiles llevaría hacia consecuencias inaceptables para el ser humano. Las emisiones de CO₂ reflejan más o menos el bienestar de sociedades y el desarrollo va acompañado con un aumento de la tasa de combustión. Las medidas técnicas para reducir las emisiones son costosas y por eso se prefiere el potencial de la biosfera para esta función. Entre los ecosistemas del mundo, los bosques son los mayores sumideros de carbono (tabla 1).

Tabla 1. Sumideros y flujos de carbono, según Dixon *et al.* (1994); Schimel (1995), Smith *et al.*, 2000.

Sumideros	Pg C	Flujos	Pg C / año
Atmósfera	750	combustión mundial	5-6
Vegetación	610	combustión Europa	1.2
Bosques	89,4%		
Sabanas	5,9%		
Pantanos, ciénagas	1,6%	cambio del uso de la tierra	1-2
Praderas, barbechos	0,8%	fijación de las plantas	51-52
Campos agrícolas	0,8%	respiración de las plantas	50
Otros	1,5%	respiración de los suelos	?
Suelos	1580	fijación de los suelos	?
Bosques	50%		
otros	50%		

El manejo de la tierra ofrece varias posibilidades de influir en el secuestro del carbono: (i) aumentar el área de bosques, (ii) aumentar la densidad del carbono por medio de la densidad de los bosques y o de la selección de especies eficientes, (iii) aumentar la permanencia del carbono, sea por medio de la prolongación del tiempo de la rotación, o bien por medio del secuestro de carbono en los suelos. En regiones desarrolladas la opción (i) es limitada. Hay sitios donde la producción agraria genera ganancias marginales. La forestación puede implicar conflictos con la ordenación del territorio. A escala mundial, el aumento del área forestada es la excepción y las áreas deforestadas son mayores. La opción (ii) apunta a la sustitución de especies existentes, que frecuentemente son los árboles más productivos, con árboles de madera más densa. Esta opción se efectúa en regiones donde el manejo ya es sostenible, pero donde se persigue objetivos diferentes de maximizar la producción. La opción

(iii) es contraria a consideraciones económicas, porque la tasa de la producción de los árboles disminuye en bosques de edad avanzada. De esta manera el alargamiento del tiempo de rotación, exclusivamente es un servicio ambiental del sector forestal, que podría ser compensada por la sociedad.

Carbono en los suelos forestales

La materia orgánica de los suelos forestales consiste de varios almacenamientos de largas tasas de renovaciones, y se puede necesitar décadas o siglos hasta la respiración del carbono viejo (Scholes, 1999). Debido a que el suelo es un gran sumidero que se ha ajustado lentamente, el efecto del secuestro de carbono puede ser grande. El carbono de mayor interés es el C estabilizado, de una edad de hasta miles de años. El C en enlaces débiles, presente en la hojarasca o en el follaje, es respirado dentro de tres, ocho, y tres años en bosques boreales, templados y tropicales, respectivamente (Trumbore, 2000).

La formación de complejos estables entre carbono y la materia inorgánica depende del contenido de arcilla y los tipos de arcilla en el suelo. En capas arenosas, al igual que en capas con arcilla caolinítica faltan sitios de absorción y es imposible la estabilización del carbono. Además, el efecto fertilizante no depende solamente de la oferta de CO₂ en el aire, el concepto de los factores limitantes requiere también suficientes cantidades de agua y otros nutrientes. Frecuentemente, el nutriente limitado es el nitrógeno. Según consideraciones teóricas y respaldado por resultados de un experimento FACE, es un hecho que el aumento de la productividad de los bosques va a cambiar el ciclo biogeoquímico del nitrógeno también, y el déficit de nitrógeno va a limitar el secuestro de carbono (Schimel, 1998, Oren *et al.*, 2001).

Medidas para fijar C en los suelos

La acumulación de C en ecosistemas en recuperación

El cultivo de suelos disminuye el contenido de carbono, producto de bajos aportes de materia orgánica ante ausencia de hojarasca y altas temperaturas de la superficie del suelo. Esta pérdida figura en la tabla 1 como 'cambio del uso de la tierra'. La restauración de bosques secundarios en América del Norte y Europa acumula carbono en la biomasa nueva, a una tasa de 0.5 Pg C / año (Houghton *et al.*, 1999). En el Calhoun Forest, Carolina del Norte, el aumento de C de 40 años se incrementa a 165

Mg/ha. El 65% de éste se acumuló en la biomasa, y el 35% en la hojarasca, las raíces y el suelo. Pero dentro de 40 años, solamente el 4% del carbono se fijó en las capas minerales del suelo, donde el carbono es estabilizado mediante enlaces estables. El 96% del carbono permaneció en la hojarasca y por eso, en un compartimento volátil (Richter & Markewitz, 2001).

Tabla 2: Diferencia entre varios usos de la tierra, con respecto al sumidero de carbono en el suelo a una profundidad de 50 cm – ejemplo para regiones templadas (Austria).

uso de la tierra	sumidero de Carbono [kg m ⁻²]
bosques	12,1
hojarasca	1,5
suelo mineral	10,6
campos	7,1
praderas	8,7
prados extensivos	12
barbechos alpinos	9
jardines/otros	8
suelos sellados	0

La tabla 2 enseña que los suelos forestales son los mayores sumideros de carbono. La conversión del uso de la tierra se efectúa entre campos a bosques, como efecto de procesos de migración de la población rural a las ciudades. El aumento del área boscosa es cerca de 7.600 ha cada año en Austria, pero por otra parte, unas 3.500 ha de los suelos de uso agrícola se urbanizan, disminuyendo así el efecto de la forestación (Köchl, 2001). Actualmente, los bosques de Austria contienen 320 ± 42 millones toneladas de carbono, y los suelos forestales entre 463 ± 185 . El secuestro de carbono durante el período 1960-1990 fue de 2500 t C cada año (Weiss *et al.*, 2000).

La recuperación de ecosistemas degradados

En Europa Central se efectúa otro tipo de recuperación. En el pasado, fue habitual la extracción de biomasa, contribuyendo a un desequilibrio. De esta manera, se exportó de los sitios grandes cantidades de carbono y nutrientes, luego hubo cambios en el manejo de los bosques, que llevaron a la discontinuación del rastrillo de la hojarasca y con eso a la acumulación de carbono. El aumento de carbono corresponde a un 5% entre 1960 y 1990. El efecto contrario resulta de lentas tasas de actividad de los microbios en suelos degradados. En estos ecosistemas, se acumuló hojarasca en el

pasado que hoy es mineralizado debido a la creciente fertilidad de los suelos. Todavía falta un concepto que considere ambos procesos y ofrezca una explicación consistente (Berg, 2000).

Un ejemplo es el experimento Dobrowa en Austria, que se muestra en la tabla 3 (según Jandl *et al.*, 2002). Diferentes tratamientos llevan a la reducción de la masa de carbono en el suelo. La pérdida es parcialmente compensada por la producción de la biomasa y se desconoce su comportamiento a largo plazo.

Tabla 3: Sumideros de carbono en la biomasa del vuelo y en el suelo en el sitio experimental Dobrowa.

Carbono [g m ⁻²]		control	abono mineral	fijación de N	combinación
vuelo	acículas	391,3	1100,0	830,1	874,3
	madera	1760,9	4949,8	3735,3	3934,1
hojarasca		5572,0	2040,0	2300,0	3600,0
suelo mineral	0-5 cm	2020,0	1720,0	1960,0	2020,0
	5-10cm	1150,0	1109,0	1230,0	1320,0
	10-20cm	1361,0	1311,0	1010,0	1590,0
Suelo total		10103,0	6180,0	6500,0	8530,0
Total		12255,2	12229,8	11065,4	13338,4
		100 %	99,8 %	90,3 %	108,8%

Secuestro en bosques manejados de manera sostenible

Los bosques en Europa Central son manejados de manera sostenible desde muchas generaciones. No obstante, han secuestrado carbono en décadas pasadas. El proceso más importante es la forestación de praderas y tierras agrarias marginales, que integra el 90% del secuestro. El 10% restante es acumulado en los suelos y refleja la mayor productividad de los bosques, son resultado del aumento de las raíces y del follaje que se pierde cada año y la extracción de biomasa aumentada durante las cosechas. A primera vista, el 10% del secuestro en el suelo parece de menor importancia, sin embargo, hay que tomar en consideración que el aumento de la biomasa en el vuelo, solamente se efectúa durante un período corto. A largo plazo, la producción está en equilibrio con la respiración y el balance final es cero. Dentro de los siguientes 50 años va a estabilizarse (Cramer *et al.*, 2001, Körner, 2000).

El potencial de diferentes tipos de bosque

En Europa Central, existen grandes esfuerzos de sustituir bosques secundarios de píceas (*Picea abies*), con árboles caducifolios como la haya (*Fagus sylvatica*). El incentivo mayor es que la píceas es vulnerable a daños por causa de tormentas y cada decenio extensas áreas de bosques de coníferas son derribadas. En este sentido, los árboles caducifolios son más estables. Como efecto secundario, los árboles caducifolios tienen una madera más densa (430 kg m^{-3} en píceas, y 680 en haya) y por eso almacenan más carbono. Sin embargo, la tasa de crecimiento es más lenta. El crecimiento menor se compensa con la producción de biomasa total. Como efecto complementario, existe una mayor seguridad, por la mayor permanencia del sumidero de carbono (Schulze *et al.*, 2000).

Nivel 1 / Nivel 2 en Europa

La pregunta es si existen medidas para capturar grandes cantidades de carbono en los suelos y si hay métodos para demostrar la efectividad de este secuestro de carbono. Su comprobación depende del registro exacto de un gran número de datos químicos, y en este sentido, Europa es afortunada de contar con ellos. Como consecuencia del deterioro de los bosques ('Waldsterben'), se estableció desde hace 10 años una 'Red de Monitoreo del Estado de los Bosques'. La distancia entre las parcelas individuales de muestreo es de alrededor de 16 km, y pese a que mantener esta red de parcelas es costoso, actualmente es una prioridad de la Unión Europea. Aún existe la duda de si este sistema de observación de bosques permitirá constatar cambios en el almacenamiento de carbono con exactitud. Sin embargo, es improbable que a futuro se cuente con otra red de mayor densidad.

El programa 'Monitoreo del efecto de la contaminación del aire a bosques' es una iniciativa internacional con la dirección de la UN/ECE (International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests; <http://www.icp-forests.org>). Todos los métodos aplicados han sido armonizados entre los 38 países participantes. Se inició en 1985 según el creciente interés del público acerca de los efectos adversos de las emisiones industriales. Existen dos niveles de la intensidad del monitoreo. El Nivel I incluye el monitoreo del estado de la defoliación de los bosques, en una red transnacional de parcelas ubicadas cada 16 km, aunque muchos países poseen redes de densidad mayor. Entre los años 1992 y 1996 también se investigó la química de los suelos y el contenido de nutrientes en las hojas/acículas. En los sitios únicos, solamente se colectó un conjunto de pruebas de capas geométricas fijas (hojarasca, 0-10, 10-cm, 10-20, 20-30, 30-50 cm) para el análisis químico. Las pruebas corresponden a mezclas de 4 perfiles en cada sitio, siendo representativas a pesar que se

desconocen valores de estadística local (Englisch *et al.*, 1992). El Nivel II empezó en 1994 y considera bosques seleccionados. En algunas parcelas, las mediciones se complementan con análisis químicos del agua del suelo, del crecimiento radial y registros del clima local. El diseño para la colección de pruebas de análisis químico del suelo es más extenso. Dentro de la parcela, un rectángulo de 20 m se subdivide en tramos de 5 m, por esto, se tiene 16 pruebas para cada capa del suelo y sitio. El diseño implica que no todos los sitios son seleccionados conforme a la experiencia del investigador y la variabilidad local puede ser significativa.

Estadística

Ambos programas ponen el énfasis en la medición de los sumideros de carbono a través de inventarios. Los resultados obtenidos reflejan la necesidad de medir la concentración de carbono entre límites concretos de precisión. Usualmente se acepta una desviación de un 5%. La medición de la tendencia en el tiempo es una cosa diferente. La predicción de una tendencia puede apoyarse en (i) escenarios, o (ii) en una tendencia conocida.

La diferencia de valores medidos durante dos registros del suelo consiste en el valor verdadero y algunos errores.

$$\text{diferencia} = \text{medición}_{(\text{antes})} - \text{medición}_{(\text{después})}$$

error total = (error del laboratorio + variabilidad espacial + variabilidad temporal + error de colección + azar)

Solamente la variabilidad temporal es la señal, pero los otros errores corresponden a 'ruido'. Para determinar la diferencia dentro de dos colecciones, las variabilidades a causa del laboratorio y las heterogeneidad locales pueden ser minimizado para cuantificar el efecto del tiempo.

Los suelos forestales son reconocidos por su gran *variabilidad espacial*. Una razón es la falta de homogeneización por cultivo que se efectúa en sitios de uso agrícola, siendo obvio el contraste ante una inspección ocular. Si se coleccionan muestras en diferentes años, el disturbio del suelo por razones naturales puede desempeñar un papel importante. Pero la mayor parte de la variabilidad resulta de las diferencias individuales de la manera de *colección de las muestras*. La manera en que cada persona interpreta los límites entre capas del suelo, puede ser un poco diferente. Pueden resultar grandes diferencias entre los datos de un mismo año, si los investigadores separan los horizontes del suelo de

forma subjetiva (Federer, 1982). Las inconsistencias en cuanto al límite entre la hojarasca y el suelo mineral, pueden comprometer la comparación de los datos e inducir grandes errores en las estimaciones (Yanai *et al.*, 1999).

– El término ‘secuestro’ de carbono trata la ‘cantidad de carbono’ en vez de la concentración. La cantidad resulta como una multiplicación entre la masa del suelo fina y su contenido de carbono. En cronosecuencias de muchos años la densidad del suelo puede cambiar. Es normal que la densidad del suelo en bosques maduros es más baja que en bosques jóvenes.

Un factor frecuentemente desatendido es la influencia del tamaño de la prueba individual. En pruebas grandes, la variabilidad interior es grande y se detecta una variación menor entre pruebas paralelas. La variación en distancias muy pequeñas corresponde a puro ruido en proyectos de monitoreo, por lo que se recomiendan pruebas de gran tamaño. Como recomendación general para la investigación de suelos, es adecuado emplear 16 pruebas en un círculo de 16 m de diámetro.

El *error del análisis químico* es pequeño. Muchos estudios enseñan que los resultados químicos de laboratorios certificados son estables. El problema mayor se origina en la variabilidad espacial. Se hace necesario coleccionar un suficiente número de pruebas, para minimizar la tolerancia de un error.

La mayor parte de la variabilidad es resultado de las diferencias individuales de la manera de colección de las muestras. Existen diferencias en la interpretación de los límites de los horizontes del suelo de una persona a otra, por lo que se pueden ocurrir grandes diferencias entre los datos de un mismo año.

Mientras que el coeficiente de variación de la biomasa del suelo alcanza aproximadamente un 30%, el de los suelos podría ser más de 100%. Una parte de esta variabilidad se deriva de diferencias químicas entre el suelo inmediatamente cercano a los fustes y el suelo ubicado a mayor distancia de éstos. Otra parte depende del contenido de rocas presentes en el suelo. El protocolo de la colección de las muestras del suelo tiene que considerar el conocimiento de estas fuentes de sesgos.

En muchos casos, el número de las pruebas será menor al deseado por razones estadísticas. Ante posibles compensaciones económicas producto del secuestro de carbono, se reclama que el secuestro de carbono se produce con seguridad o una probabilidad de magnitud conocida. Decisiones erradas, basadas en información inexacta o imposible de reproducir pueden resultar más costosas que el ahorro en las investigaciones. Además, pueden ser resultados válidos para justificar consecuencias económicas y políticas e igualmente el diseño del monitoreo puede ser efectivo. El

costo no puede exceder al mínimo necesario para obtener la información deseada. Dado que se requiere más de dos muestras para detectar la variabilidad temporal, no se puede contar con información de la tendencia de captura de carbono, de forma inmediata.

Optimizar el programa del monitoreo

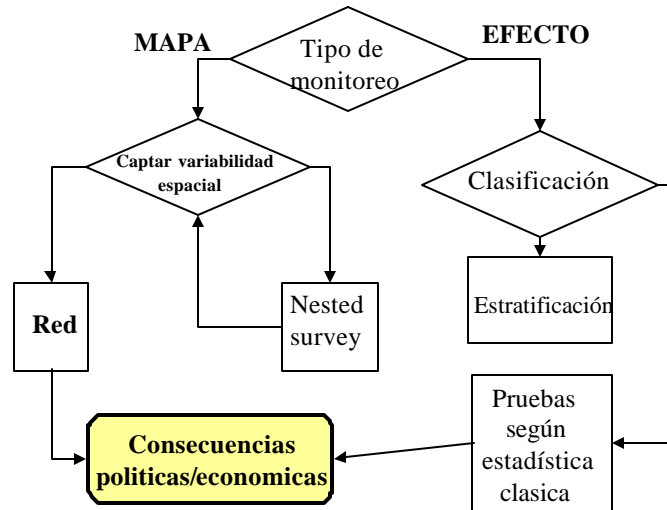
Se debe notar que los experimentos a una escala de ecosistema, tienen límites estadísticos. El secuestro de carbono no constituye ningún experimento clásico, donde existen replicaciones, factores separados, y diferentes niveles de tratamientos. Los efectos significativos serán resultado de tratamientos fuertes y son evaluables con el análisis de varianza. El objetivo del monitoreo rara vez se cumple si existen tratamientos diferentes, y responde a un factor, el carbono del suelo, o bien si mediante cambios a nivel mundial, se estimula el secuestro (Schulze *et al.*, 1999).

La información deseada sobre el secuestro de carbono se refiere a regiones en vez de sitios individuales, por lo cual se podría explorar redes completas. La experiencia enseña que en muchos sitios no se produce ningún efecto, simplemente porque la sensibilidad de estos sitios con respecto de carbono es baja. Es posible ahorrar dinero si solamente se incluyen sitios sensibles, dado el caso que las decisiones solamente se limitan a sitios similares.

En el diseño de investigaciones se puede apuntar a informaciones sobre la parcela investigada o sobre áreas o regiones. Normalmente se establecen conclusiones para una región, a partir de los resultados de sitios únicos. La *geoestadística* es una rama de la estadística clásica que considera el supuesto de una dependencia espacial de ciertas características, como los datos químicos. En la naturaleza, este supuesto es entendible ya que parcelas cercanas son más parecidas que aquellas ubicadas a grandes distancias entre sí. El método *kriging* es una forma de interpolación que lleva a predicciones sin un sesgo agregado. El método *kriging* requiere el conocimiento del *variograma* o la función de la covarianza. El variogram se puede derivar de un 'diseño anidado' preliminar, como orientación sobre la variabilidad espacial y la siguiente exploración de una red regular, de por lo menos 150 parcelas individuales (Webster, 1985; Schulin *et al.*, 1994). Según Papritz y Webster (1995), el valor del *kriging* constituye la oportunidad de trazar una mapa sin un error sistemático. Desgraciadamente, la *geoestadística* no permite ahorrar dinero, debido a que la derivación del *variograma* requiere muchas pruebas.

La teoría de los muestreos estadísticos no considera ninguna hipótesis sobre la distribución espacial de las características de los sitios. Debido a esto, no hay supuestos sobre parcelas vecinas y la

información derivada para un sitio no tiene ninguna validez para otros sitios. Si la región es bastante heterogénea, debido por ejemplo a zonas geológicas o diferentes estructuras de edad de los bosques, es posible estratificar la región y coleccionar pruebas en cada estrato. Este método no considera información alguna sobre las características de los sitios entre las parcelas. El supuesto más común es que se aplica la interpolación lineal o la *tesselación* (cuadrante con la parcela en el centro; el límite con el cuadrante vecino en el medio de la línea).



En general, la fuerza de la estadística es baja en estudios de monitoreo, lo que implica que el poder de reconocer el efecto, si éste existe, es baja (Foster, 2001). Un ejemplo de esto es Austria, con un área boscosa de 3,9 millones ha: el secuestro de carbono entre 1960 y 1990 fue de 2,5 millones de toneladas de C cada año. Una estimación conservadora es que la parte del suelo corresponde a un 10%, i.e. 250 mil t C o 64 kg C / año / ha. En mediciones a intervalos de 10 años, se debiera descubrir diferencias de 640 kg C / ha con certeza, sin embargo la variabilidad no lo permite.

Medición directa del secuestro de carbono

Una alternativa para los programas del monitoreo, lo constituye la medición de los procesos de la formación y la descomposición de la materia orgánica por medio de la señal de ^{14}C de pruebas de bombas atómicas. El método requiere de mucho trabajo y no es apto para llevar a cabo en muchas parcelas de una red. Descripciones de estos métodos se encuentran en Quideau *et al.* (2000) y Gaudinski *et al.* (2000).

Referencias

- Berg, B, 2000: Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils, *Forest Ecology and Management* 133, 13-22.
- Cramer, W, A Bondeau, FI Woodward, IC Prentice, RA Betts, V Brovkin, PM Cox, V Fisher, JA Foley, AD Friend, C Kucharik, MR Lomas, N Ramankutty, S Sitch, B Smith, A White, C Young-Molling, 2001: Global response of terrestrial ecosystem structure and function of CO₂ and climate change: results from six dynamic global vegetation models. *Global Change Biology*, 7, 357-373.
- Dixon, R.K., S. Brown, R.A. Houghton, A.M. Solomon, M.C. Trexler and J. Wisniewski, 1994: Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263, 185-190
- Englisch, M., G. Karrer und F. Mutsch, 1992: Österreichische Waldbodenzustandsinventur - Methodische Grundlagen, *Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt*, 168/I, 5-22
- Federer, CA, 1982: Subjectivity in the separation of organic horizons of the forest floor. *Soil Science Society America Journal*, 46, 1090-1093.
- Foster, JR, 2001: Statistical power in forest monitoring. *Forest Ecology and Management* 151, 211-222.
- Gaudinski, JB, SE Trumbore, EA Davidson and S Zheng, 2000: Soil carbon cycling in a temperate forest: radiocarbon-based estimates of residence times, sequestration rates and partitioning of fluxes, *Biogeochemistry*, 51, 33-69.
- Houghton, R.A., J.L. Hackler and K.T. Lawrence, 1999: The U.S. carbon budget: contributions from land-use change. *Science*, 285, 574-577.
- Jandl, R, F Starlinger, M Englisch, E Herzberger and E Johann, 2002: Long-term effect of a forest amelioration experiment, *acceptado en Canadian Journal of Forest Research*.
- Köchl, A., 2001: Bodenschutz in Österreich. *Mitteilungen der österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft*, Heft 64, 39-51.
- Körner, C, 2000: Biosphere responses to CO₂, *Ecological Applications*, 10, 1590-1619.
- Oren, R, DS Ellsworth, KH Johnsen, N Phillips, BE Ewers, C Maier, KVR Schäfer, H McCarthy, G Hendrey, SG McNulty and GG Katul, 2001: Soil fertility limits carbon sequestration by forest ecosystems in a CO₂-enriched atmosphere, *Nature*, 411, 469-472.
- Papritz, A and R Webster, 1995: Estimating temporal change in soil monitoring. I. Statistical theory, *European Journal of Soil Science*, 46, 1-12.
- Quideau, SA, MA Anderson, RC Graham, OA Chadwick and SE Trumbore, 2000: Soil organic matter processes: characterization by ¹³C NMR and ¹⁴C measurements, *Forest Ecology and Management*, 138, 19-27.

- Richter DD and D Markewitz, 2001: Understanding soil change - soil sustainability over millenia, centuries, and decades, Cambridge University Press.
- Schimel, DS, 1995: Terrestrial ecosystems and the carbon cycle, *Global Change Biology* , 1, 77-91.
- Schimel, D, 1998: The carbon equation, *Nature*, 393, 208-209.
- Scholes, R, 1999: Will the terrestrial carbon sink saturate soon? *IGBP Newsletter* 37, 2-3.
- Schulin, R, R Webster and R Meuli, 1994: Technical note on objectives, sampling designs, and procedures in assessing regional soil pollution and the application of geostatistical analysis in such surveys. Federal Office of Environment, Forests and Landscapes (FOEFL) 25/A.
- Schulze, E-D , RJ Scholes, JR Ehleringer, LA Hunt, J Canadell, FS Chapin III, WL Steffen, 1999: The study of ecosystems in the context of global change; In Walker, B, W Steffen, J Canadell and J Ingram (eds), *The terrestrial biosphere and global change - Implications for natural and managed ecosystems*, 19-44, Cambridge University Press.
- Schulze, ED, C Wirth and M Heimann, 2000: Managing forests after Kyoto, *Science*, 289, 2058-2059.
- Smith, P, DS Powlson, JU Smith, P Falloon and K Coleman, 2000: Meeting Europe's climate change commitments: quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture, *Global Change Biology*, 6, 525-539.
- Trumbore, S, 2000: Age of soil organic matter and soil respiration: radiocarbon constraints on belowground C dynamics. *Ecological Applications*, **10**, 399-411.
- Webster, R, 1985: Quantitative spatial analysis of soils in the field, *Advances in Soil Science*, 3, 1-70, Empresa Editorial Springer, Nueva York.
- Weiss, P., K Schieler, K Schadauer, M Englisch, 2000: Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto-Protokoll. Monographien Umweltbundesamt 16.
- Yanai, RD, T.G. Siccama, M.A. Arthur, C.A. Federer and A.J. Friedland, 1999: Accumulation and depletion of base cations in forest floors in the Northeastern United States, *Ecology*, 80, 2774-2787.