

## **BALANÇO DE CARBONO, AQUECIMENTO GLOBAL E RECUPERAÇÃO ÁREAS DEGRADADAS**

*Joab Josemar Vitor Ribeiro do Nascimento*

Engenheiro Ambiental, Mestrando em Ciência do Solo, Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária, Campus II, CEP 58397-000, Areia-PB. E-mail: joabjosemar@gmail.com

*Ranieri Ribeiro Paula*

Engenheiro Florestal, Mestrando em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Av. P. H. Holfs, s/n, CEP 36570-000, Viçosa-MG. E-mail: ranieri.paula@ufv.br

*Gerônimo Ferreira da Silva*

Engenheiro Agrônomo, Doutorando em Fitotecnia, Universidade Federal Rural do Semiárido-UFERSA, BR 110 do km 47, Costa e Silva, CEP 59625-900, Mossoró-RN. E-mail: agrogefe@yahoo.com.br

*Rodrigo Gomes Pereira*

Professor Assistente da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Eng. Agrônomo, MSc., Doutorando em Fitotecnia, UFERSA, BR 110 do km 47, Costa e Silva, CEP 59625-900, Mossoró-RN. E-mail: rgpereira2003@yahoo.com

*Francisco Braga Neto*

Analista Ambiental, Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos -CPRH, Rua Barão Tamandaré, 250, Nazaré da Mata-PE, E-mail: eng.francisco.braga@gmail.com

**RESUMO:** Atualmente, as mudanças climáticas globais são uma das maiores preocupações mundiais, comprovado pelo amplo reconhecimento governamental verificado nas Conferências do Rio, em 1992, e de Kyoto, em 1997, além das várias ações realizadas por parte do IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudança Climática). Uma série de especialistas no ciclo global de C propuseram que o sequestro de C atmosférico como matéria orgânica do solo e como biomassa vegetal, é um meio desejável, viável e eficaz, através do qual a concentração de C na atmosfera pode ser reduzida. Uma abordagem para esse sequestro de carbono é a utilização de terras subutilizadas ou degradadas, às quais apresentam alto potencial de sequestro, e a adoção de um manejo adequado nas terras sob, pois o agravamento do efeito estufa é causado principalmente pela degradação do solo, em função da depleção no conteúdo de carbono orgânico e da remoção parcial ou total da biomassa vegetal. Estima-se que as áreas degradadas e desertificadas no mundo somem mais de 4800 Mha; supondo-se uma recuperação de 50% dessas áreas, num período de 50, o total de C ressequstrado seria de 12 a 28 Pg somente no solo. Considerando-se o C estocado na fitomassa, esse valor pode atingir até 140 Pg, que corresponde a mais de 20% do máximo estimado em emissões de carbono no mesmo período. Assim, a recuperação das áreas degradadas do mundo é uma alternativa para a diminuição dos riscos do aquecimento global.

**Palavras-chave:** ambiente degradado, CO<sub>2</sub>, atmosfera, efeito estufa

## **CARBON BALANCE, GLOBAL WARMING AND RECOVERY OF DEGRADED AREAS**

**ABSTRACT:** Currently, global climate change are a major concern worldwide, evidenced by the broad governmental recognition found in the Rio Conference in 1992 and Kyoto in 1997, and the various actions taken by the IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). A number of experts in the global cycle of C proposed that the sequestration of atmospheric C as soil organic matter and how plant biomass is a means desirable, feasible and effective, whereby the concentration of C in the atmosphere can be reduced. One approach to this carbon sequestration is the use of underutilized or degraded lands, which have a high potential for seizure, and the adoption of appropriate management in the lands under, because the greenhouse effect is caused mainly by land degradation, depending depletion in organic carbon content and the partial or total plant biomass. It is estimated that the degraded and desertified areas in the world add up to over 4800 Mha, assuming a recovery of 50% of these areas over a period of 50, total C ressequstrado would be 12 to 28 Pg only in the soil. Considering the C stored in biomass, this value can reach up to 140 Pg, which represents over 20% of the maximum estimated carbon emissions over the same period. Thus, the recovery of degraded areas of the world is an alternative to reducing the risks of global warming.

**Keywords:** degraded environment, CO<sub>2</sub>, atmosphere, greenhouse effect

## **INTRODUÇÃO**

A queima de combustíveis fósseis e a mudança de uso ou cobertura do solo, associadas ao crescimento populacional, vêm contribuindo para as mudanças do clima no planeta (JUWARKAR et al., 2010; CARVALHO et al., 2010), colocando em risco a biodiversidade e a própria humanidade.

É geralmente aceito, que o aumento gradual da temperatura média da superfície da Terra, deve-se principalmente ao aumento das concentrações de gases de efeito estufa (GEE), principalmente CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) na atmosfera (Jauhainen et al., 2008; GANJEGUNTE et al., 2009; ROECKNER et al., 2010).

Dados mundiais indicam que a concentração de CO<sub>2</sub> na atmosfera da Terra aumentou de cerca de 280 partes por milhão (ppm), no início da era industrial (por volta de 1800), para cerca de 379 ppm em 2005 (IPCC, 2007). As concentrações atmosféricas de outros GEE também aumentaram drasticamente nesse período (Carvalho et al., 2010). Estima-se que em 2050 a concentração atmosférica de CO<sub>2</sub> (equivalente) atinja 530 ppm, resultando numa temperatura 2 °C mais alta que em 1860 (Roeckner et al., 2010).

A estabilização da concentração atmosférica de CO<sub>2</sub> para minimizar o efeito estufa é uma necessidade emergente (Juwarkar et al., 2010). Para atender as exigências do Protocolo de Kyoto, reduções nas emissões até 2020, em Tg C ano<sup>-1</sup> (teragrama = 10<sup>12</sup> g = milhões de toneladas de carbono), são estimadas em 805 para EUA, 176 para a Europa Ocidental, 137 para o Japão, 72 para o Canadá e 34 para a Austrália (MacCracken et al., 1999). O custo para essa redução varia de US\$ 120 a 460/tonelada de carbono (Lal, 2003a).

Os ecologistas e a maior parte dos especialistas em políticas concordam que os diversos métodos para a redução da concentração de CO<sub>2</sub> na atmosfera devem ser implantados (Ganjegunte et al., 2009). É neste contexto, que o potencial de dreno de C pelos ecossistemas terrestres deve ser enfatizado (Lal, 2003a; Juwarkar et al., 2010), sobretudo o sistema solo-planta-atmosfera (Bilgen et al., 2007; Carvalho et al., 2010).

Uma série de especialistas do ciclo global de C propuseram que o seqüestro de C atmosférico como matéria orgânica do solo e como biomassa vegetal, é um meio desejável, viável e eficaz, através do qual a concentração de C na atmosfera pode ser reduzida (Sperow, 2006; Frouz et al., 2009; Ganjegunte et al., 2009; Juwarkar et al., 2010; Carvalho et al., 2010).

O potencial de aumento do conteúdo de C tanto em solos manejados quanto não manejados é imenso (Lal, 2008). Um manejo criterioso e um adequado uso do solo podem minimizar o efeito estufa, a partir do seqüestro e armazenamento do C no solo (Lal, 2004). O florestamento ou o reflorestamento estão entre os meios mais

promissores de seqüestro de C (Lal, 2008; Frouz et al., 2009), pois há um grande armazenamento de C pela biomassa das árvores, além do próprio aumento do C do solo em decorrência do ciclo biogeoquímico natural de uma área vegetada (Bilgen et al., 2007; Nieder & Benbi, 2008; Frouz et al., 2009). O IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) considerou a possibilidade de seqüestrar 60-87 Pg C pelas atividade de florestamento e reflorestamento em nível mundial no período de 1995 a 2050, representando de 12 a 15% das emissões de combustíveis fósseis no mesmo período.

Uma abordagem para o seqüestro de carbono é a utilização de terras subutilizadas ou degradadas (Lal, 2003a; Lal, 2004; Lal, 2008; Juwarkar et al., 2010). Grainger (1995), estima que existam mais de 750 Mha de áreas degradadas no mundo com potencial de revegetação e aumento da qualidade do solo. Com um potencial de seqüestro de 0,5 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> como matéria orgânica do solo e um adicional de 1,0 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> como biomassa (Lal, 2008), o potencial de armazenamento de C para esta área é estimado em 1,1 Pg C ano<sup>-1</sup>.

A degradação do solo é causada principalmente por várias ações antrópicas, tais como mineração, atividades agropecuárias e obras de engenharia. Caracteriza-se, principalmente, pela depleção no conteúdo de carbono orgânico e pela remoção parcial ou total da biomassa vegetal, que causa agravamento do efeito estufa devido à liberação de GEE para a atmosfera (Cerri et al., 2007). Melhoria nesses solos pode ser observada pelo retorno do carbono orgânico para os níveis observados em solos não perturbados ou similares (Lal et al., 2003a).

Nesse contexto, este trabalho visou levantar os principais aspectos, do ponto de vista ambiental, ligados diretamente ao balanço de carbono e à recuperação de áreas degradadas, bem como seu potencial de minimizar o aquecimento global do planeta.

## **EMISSIONES GLOBAIS DE CARBONO E AQUECIMENTO GLOBAL**

As emissões globais de CO<sub>2</sub> pela combustão de combustíveis fósseis aumentaram cerca de 1000 vezes ao longo dos últimos dois séculos. Entre 1850 e 1998, as emissões antropogênicas foram estimadas em 270±30 Pg C pela queima de combustíveis fósseis e 180 Pg C devido às mudanças no uso, que inclui desmatamento, cultivo do solo e conversão da vegetação natural em pastagens (Strassmann et al., 2008).

Essas emissões provocaram aumento na temperatura média da superfície do globo de 0,88 °C desde o século XIX, e 11 dos 12 anos mais quentes da história foram registrados desde 1995. Além da elevação no nível do mar de 15 a 23 cm durante o século XX, têm ocorrido mudanças notáveis em todos os ecossistemas terrestres (IPCC, 2007). Ainda segundo o órgão, atualmente, cerca

de 10 Pg C ano<sup>-1</sup> são emitidos pela queima de combustíveis fósseis, e para o ano de 2050 o cenário é ainda pior, com emissões estimadas em 17 Pg C ano<sup>-1</sup>.

Mudanças no uso do solo provocam emissões estimadas em 1,6 Pg C ano<sup>-1</sup>, desconsiderando os processos erosivos (Lal, 2008). Uma estimativa mais pessimista, apresentada por Mouillot et al. (2006), revela valores de emissão de 2,7 a 3,3 Pg C ano<sup>-1</sup> decorrente apenas do desmatamento e queima da biomassa. As emissões de CO<sub>2</sub> causadas pelas mudanças no uso do solo compreendem a depleção do C estocado no solo, principalmente pela mineralização do carbono orgânico do solo (COS), e na biosfera, associada à decomposição da vegetação ou queima biomassa (Lal, 2004). Estimativas realizadas por Dias Filho et al. (2001) demonstram que a conversão de floresta amazônica em pastagens pode emitir cerca de 100 a 200 Mg ha<sup>-1</sup> de C, em função do processo de desmatamento e queima da biomassa aérea.

Não existem estimativas sistemáticas e precisas da perda histórica de COS em consequência da conversão de ecossistemas naturais para manejados. No entanto, em termos gerais, as emissões de C do COS foram estimadas em 40 Pg, por Houghton (1999); 55 Pg, por IPCC (1996); e 66-90 Pg, por Lal (1999). Considerando que a magnitude exata da perda histórica de COS é discutível, é importante perceber que, devido a essa perda, a maior parte dos solos tem armazenado COS em quantidade inferior a sua capacidade potencial (Lal, 2004). Assim, verifica-se um papel importante do uso e manejo do solo no balanço global de carbono e uma compreensão completa dos componentes (reservatórios e fluxos) do balanço global de C é necessário, pois ainda de acordo como autor, permite a identificação de fontes e drenos de C e o desenvolvimento de estratégias para mitigação dos riscos associados às mudanças climáticas.

### **CONTEÚDO GLOBAL DE CARBONO NO SOLO E NA FITOMASSA**

Existem cinco principais compartimentos globais de carbono na Terra. O compartimento oceânico é o maior, seguido do geológico (carvão, óleo e gás), pedológico (solo), biótico e atmosférico (Lal, 2004). Todos estes compartimentos estão interligados e o C circula livremente entre eles (Nieder & Benbi, 2008). Para o autor, o compartimento pedológico ou o solo pode ser dividido em dois componentes: carbono orgânico do solo – substâncias húmicas e não húmicas - e carbono inorgânico do solo (CIS) – carbonatos e bicarbonatos.

O conteúdo de COS mundial é de 1700 a 2100 Pg e o de CIS é de 750 Pg, ambos na camada 0-100 cm (Prentice, 2001). Assim, o conteúdo total de C no solo é, aproximadamente, 4 vezes maior que o conteúdo na vegetação (500-700 Pg) (Lal, 2003a; Nieder & Benbi, 2008).

Com relação à fitomassa, de todo o carbono estocado na biosfera, estima-se que 89,3, 4,0, 1,7, 4,5 e 0,5%

estejam na fitomassa das florestas, das savanas e terras áridas, nas terras alagadas, no restante dos ecossistemas terrestres e nos oceanos, respectivamente (Klass, 2004). Isto representa entre 450 e 630 Pg de C estocado na vegetação de florestas (naturais e plantadas), que ao sofrerem supressão, contribuem para a emissão de GEE. Houghton (2005) estimou o C estocado na fitomassa de florestas naturais na região dos trópicos da Ásia, África e América Latina, em 70, 67, 118, 94 Mg C ha<sup>-1</sup>, respectivamente, resultando num estoque total de 18,5, 42,6 e 112,4 Pg C, respectivamente.

### **SEQUESTRO DE CARBONO PELO SOLO**

O processo de transferência e armazenamento seguro de CO<sub>2</sub> atmosférico para outros compartimentos é chamado “sequestro de carbono” e pode ocorrer por processos bióticos e abióticos (Lal, 2008). Os processos abióticos são baseados em reações químicas e incluem lavagem química, captura e injeção em formações geológicas ou oceano profundo, e a formação natural de carbonatos secundários (Halmann & Steinberg, 1999). Já os processos bióticos têm como base a fotossíntese que transfere C para a biota, solo e oceano (Shrestha & Lal, 2006). A transferência de fotoassimilados e bio sólidos para o C do solo ocorre através da humificação, agregação e eluvição para o subsolo, ficando menos susceptível a ação antrópica (Lal, 2003a).

A estratégia para sequestrar C pelo solo envolve a transferência de C da biota para o húmus através de reações físicas e bioquímicas na pedosfera, tendo o objetivo de retornar com a biomassa para o solo em excesso da capacidade de mineralização, transferir C ao subsolo para além da zona de perturbação, e aumentar a formação de organominerais complexos ou de micro e macroagregados estáveis (SHRESTHA & LAL, 2006).

O nível de COS em solos não perturbados é mantido através de processos dinâmicos que refletem o balanço, a longo prazo, entre adições e perdas. Perturbações no solo (mineração, por exemplo) rompem essas relações de equilíbrio e causam perdas severas de COS, enquanto a recuperação e as práticas de manejo apropriado levam a um aumento na qualidade do solo e na restauração da concentração de COS.

O sequestro de C na forma de COS, principalmente como carbonatos secundários, é baixo e varia de 1,5 a 15 kg C ha ano<sup>-1</sup> (Lal, 2009). Portanto, será desconsiderado em nossas discussões.

O sequestro de C pelo solo permite a formação de um novo estado de equilíbrio, e é determinado por: (i) microclima, (ii) propriedades físico químicas, (iii) propriedades biológicas, (iv) uso do solo e (v) práticas de manejo predominantes. Esse novo equilíbrio pode ser similar, menor ou maior que o equilíbrio pré distúrbio (USSIRI & LAL, 2005. Su et al., 2010).

Na condição de perturbação, é o diferencial COS<sub>atual</sub>-COS<sub>potencial</sub> que faz com que o solo seja um dreno

potencial de C. Assim, a capacidade do solo de seqüestrar o C depende da extensão da depleção do COS no passado, devido às condições de uso e manejo, onde uma porção significativa do C perdido pelo solo pode ser reseqüestrado através da conversão em um uso restaurador e da adoção de práticas de manejo adequadas (Lal, 2008). O conteúdo de C de solos degradados é tipicamente muito menor que o de solos não degradados. Assim, o potencial de sequestro de C por solos degradados é maior (LAL et al., 2003a; Su et al., 2010).

### **FITOMASSA E SEQUESTRO DE CARBONO**

Durante os últimos anos, as florestas têm recebido crescente atenção no que se refere ao potencial de contribuição com a redução do “efeito estufa”, pois têm capacidade de armazenar carbono durante o processo natural de produção de biomassa. A expansão da cobertura florestal global, apresenta-se como uma possibilidade para aumentar o estoque de carbono terrestre, diminuindo o crescimento da concentração de CO<sub>2</sub> na atmosfera (Bilgen et al., 2007).

As florestas trocam CO<sub>2</sub> com o ambiente por meio de processos como fotossíntese, respiração, decomposição e emissões associadas a distúrbios como o fogo, o desfolhamento por diversas causas e a exploração florestal. As mudanças nos estoques líquidos de carbono determinam se um ecossistema florestal será uma fonte ou sumidouro do carbono atmosférico (Sedjo & Marland, 2003). Uma floresta jovem, que esteja crescendo de forma acelerada, sequestra carbono a maiores taxas de quando comparada à floresta madura. Já a floresta madura atua como um reservatório, estocando carbono, mesmo que não esteja passando por um crescimento líquido (Ribeiro, 2007).

Segundo estimativas de Cerri et al. (2006), áreas de clareiras na floresta Amazônica, no Brasil, teriam um potencial de sequestro de C da ordem de 421 a 470 Tg ano<sup>-1</sup>; desse total, cerca de 30% (126 a 141 Tg ano<sup>-1</sup> de C) seria acumulado pelo solo, e os 70% restantes (295 a 329 Tg ano<sup>-1</sup> de C), devido à fitomassa. Shrestha & Lal, (2010), verificaram que este compartimento pode

representar até 81% do carbono total estocado nesses ecossistemas após recuperação. Já a contribuição das raízes é de aproximadamente 18% do total da fitomassa (NIYAMA et al., 2010), sendo muito importante na contabilização do total estocado.

### **DEGRADAÇÃO DO SOLO E A PERDA DE CARBONO**

A degradação do solo pode ser definida como o declínio da qualidade e da capacidade produtiva do mesmo, causada pelo mau uso e manejo pelo homem ou por causas naturais (SIQUEIRA et al., 1994; LAL et al., 2003a). Para os autores, os principais processos causadores da degradação do solo são: a erosão hídrica e eólica, perdas da matéria orgânica, o acúmulo excessivo de sais, a lixiviação de nutrientes, o acúmulo de substâncias e metais tóxicos, mudanças na estruturação, porosidade, permeabilidade e densidade do solo. Todos esses processos estão associados à deterioração dos atributos físicos, químicos e biológicos, que garantem a boa qualidade do solo, sendo, portanto todas essas alterações fortemente influenciadas pelo teor de COS (SIQUEIRA et al., 2008).

Segundo Lal (2003a), a degradação do solo pode ser definida pelo “tipo” de degradação, com base nos processos envolvidos, e pelo “grau” de degradação, em função da gravidade do processo. O grau de degradação do solo pode ser leve, moderado, severo ou extremo (OLDEMAN & VANLYNDEN, 1998). Todas essas condições subjetivas referem-se ao impacto da degradação sobre a produtividade do sistema.

Em termos de abrangência geográfica, a área global ocupada pelos solos degradados, com grau de severidade moderado ou superior, representa mais de 1200 milhões de hectares (Mha) (Tabela 1), sendo 100 Mha consideradas terras com grau extremo de degradação, portanto, impróprias para a agricultura (OLDEMAN, 1994). Lal (2001), estimou que somente nos trópicos existam cerca de 758 Mha de solo degradados e que estas terras apresentam grande potencial para serem recuperadas, pois perderam de 40-60 Mg C ha<sup>-1</sup>, de 1750 a 2000.

**Tabela 1.** Estimativas da área de solos degradados (Mha), com grau de severidade moderado ou superior

Processo	Global	África	Ásia	Oceania	Europa	A. Norte	A. Central	A. Sul
Erosão hídrica	749	169	315	3	93	46	45	77
Erosão eólica	280	98	90	16	39	32	5	16
Degradação Química	146	62	74	1	26	-	7	70
Degradação Física	39	19	12	2	36	1	5	8
Total	1216	345	491	22	194	79	62	171

Adaptado de Oldeman (1994).

Nesses estudos, não foram considerados a degradação de terras em zonas áridas (desertificação). A área afetada

pela desertificação, em grau severo ou superior, é estimada em mais de 3592 Mha no mundo (Tabela 2). Estima-se que a área de terras áridas no mundo

(excluindo-se as de grau: extremamente alta aridez) soma 5172 Mha. Assim, 69,5% das terras áridas estão sob desertificação de grau moderado ou superior e a taxa de desertificação é de 5,8 Mha ano<sup>-1</sup> (LAL, 2001).

**Tabela 2.** Estimativas de áreas desertificadas no mundo (Mha), em grau de severidade moderado ou superior

Uso do solo	Global	África	Ásia	A. Norte	A. Sul	Europa	Oceania
Lavouras irrigadas	43,1	1,9	31,8	5,9	1,4	1,9	0,3
Culturas de sequeiro	215,6	48,9	122,3	11,6	6,6	11,9	14,3
Vegetação nativa	3333,5	995,1	1187,6	411,2	297,8	80,5	361,4
Total	3592,2	1045,8	1341,7	428,7	305,8	94,3	376,0

Adaptado de UNEP (1992).

O declínio do teor de COS em solos sob desertificação causa grandes reduções na qualidade do solo, além de promover emissões de CO<sub>2</sub> para a atmosfera, aumentando o efeito estufa. Feng et al. (2001), estimaram que a desertificação na China causou emissões líquidas de 2,17 Pg C entre 1950 e 1990. Na Tabela 3 são apresentados resultados de pesquisas sobre a diminuição de COS de acordo com a intensidade do processo de desertificação.

**Tabela 3.** Carbono orgânico do solo de áreas desertificadas

Local	COS em 100 cm (g m <sup>-2</sup> )					Referência
	Não desertificada*	Leve	Moderado	Severo	Muito severo	
Horqin, China	5266	2619	1368	715	517	Li et al. (2006)
Horqin, China	3708	1632	799	406	610	Zhou et al. (2008)
Interior da Mongólia	1136	598	434**		150	Feng et al. (2002)

\*área não desertificada na mesma zona climática; \*\*moderado a severo.

Diversos estudos têm demonstrado a diminuição acentuada do COS pela erosão acelerada do solo (LAL, 2004; YAN et al., 2005; POLYAKOV & LAL, 2008). No entanto, a diminuição do COS no local onde ocorre a erosão, não implica necessariamente em emissões de GEE para a atmosfera. Uma parte do COS pode ser redistribuída sobre a paisagem, transportado para ecossistemas aquáticos ou áreas mais baixas, podendo ser mineralizado e liberado como CO<sub>2</sub> (LAL, 1999; YAN et al., 2005; POLYAKOV & LAL, 2009; HARPER et al., 2010), enquanto outra é enterrada e isolada (Yadav & Malanson, 2009).

Lal (2003b) estimaram a área global total afetada pela erosão em 1094 Mha pela erosão hídrica e 549 Mha pela erosão eólica, sendo a massa de solo transportada estimada em 201,1 x 10<sup>9</sup> Mg ano<sup>-1</sup>. De acordo com essa pesquisa, o deslocamento de COS pela erosão é de 4,0-6,0 Pg ano<sup>-1</sup>. Assumindo que 20% do COS deslocado é mineralizado (Lal, 2003b), a emissão de C para a atmosfera induzida pela erosão é estimada em 0,8 a 1,2 Pg C ano<sup>-1</sup> (Tabela 4). Estima-se que a perda histórica (1850-2000) de C pela erosão tenha sido de 19-32 Pg (LAL, 1999).

**Tabela 4.** Estimativas de emissão de carbono induzido pela erosão, por continente

Continente	Massa erodida (x10 <sup>9</sup> Mg ano <sup>-1</sup> )	COS transportado pela erosão (2-3% do sedimento)	Emissões (20% do COS transportado) (Pg C ano <sup>-1</sup> )
África	38,9	0,8-1,2	0,16-0,24
Ásia	74,0	1,5-2,2	0,30-0,44
América do Sul	39,4	0,8-1,2	0,16-0,24
América do Norte	28,1	0,6-0,8	0,12-0,16
Europa	13,1	0,2-0,4	0,04-0,08
Oceania	7,6	0,1-0,2	0,02-0,04
Total	201,1	4,0-6,0	0,8-1,2

Extraído de Lal (2003b).

Atividades de mineração acentuam as emissões de CO<sub>2</sub> provenientes da intensificação da mineralização da matéria orgânica do solo (MOS) por distúrbios no solo. Perdas de COS superiores a 80% do teor original foram observadas em *topsoils* removidos (AKALA & LAL, 2001), mas podem ocorrer reduções de até 99% do COS em áreas degradadas pela mineração (Tabela 5).

**Tabela 5.** Teores e respectivas perdas de COS de áreas degradadas em diferentes atividades

Atividade	Local	COS da área (dag kg <sup>-1</sup> )		Perda de COS (%)	Referência
		Natural	Degradada		
Mineração de carvão	Ohio, EUA	2,10	0,70	67	Akala e Lal (2001)
Mineração de bauxita	Poços de Caldas, BR	2,10	0,01	99	Carneiro et al. (2008)
Mineração de bauxita	Porto Trombetas, BR	5,07	0,16	97	Costa et al. (1998)
Mineração de níquel-cobalto	Holguín, Cuba	5,03	0,05	99	Izquierdo et al. (2005)
Solo contaminado	Três Marias, BR	0,83	0,33	60	Dias-Júnior et al. (1998)

A conversão de ecossistemas naturais em áreas agrícolas, também se constitui um processo de degradação do solo, embora de menor intensidade, havendo nesse processo, aumento da temperatura do solo e da taxa de mineralização da matéria orgânica além das mudanças do

teor de água na zona radicular (UPADHYAY et al., 2005). A conversão de ecossistemas naturais em áreas de cultivo e pastagens provocou emissões superiores a 180 Pg C de 1700 a 2000 (Tabela 6) (STRASSMANN et al., 2008).

**Tabela 6.** Panorama mundial do uso do solo e seu efeito no estoque de C, em vários ecossistemas terrestres. O estoque de carbono inclui a vegetação, a liteira e o COS.

	Global	Floresta Tropical	Floresta Temperada	Floresta Boreal	Tundra	Savana	Arbustos	Outros
Novas áreas em uso no ano de 2000, comparativamente ao ano de 1700 (Mha)								
Áreas de Cultivo	1340 (1369)*	200	330	60	-	400	320	40
Pastagens	297 (3460)	330	220	90	10	740	1150	430
Mudanças no estoque de C de 1700 a 2000 (Pg C)								
Áreas de Cultivo	-76,8**	-24,5	-29,7	-5,0	-	15,1	-2,4	-
Pastagens	-103,5	-41,1	-21,3	-8,8	-0,3	-25,5	-6,5	-

Adaptado de Strassmann et al. (2008). ( ) \*correspondente à área, em 2000 (Oldeman, 1994). \*\*sinal negativo significa perda de C.

Devido ao declínio acentuado na produção de biomassa e, conseqüentemente, na redução da quantidade de bio sólidos que retornam ao solo, a degradação e a desertificação dos solos levam ao esgotamento do COS, com emissões de CO<sub>2</sub> para a atmosfera (Lal, 2003a). A perda do COS desses solos criou um dreno de C potencial nestas regiões (Lal, 2004). Assim, a recuperação de solos degradados constitui uma oportunidade para ressequestrar o C perdido pela degradação.

### RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DESERTIFICADAS E SEQUESTRO DE CARBONO

Existe uma forte ligação entre a desertificação de terras e a emissão de CO<sub>2</sub> do solo e da vegetação para a atmosfera (Lal, 2001). A reversão desse processo, através da adoção de práticas de uso adequadas, pode levar ao seqüestro de C e a minimização do aquecimento global. A grande extensão global de áreas sob esse processo faz com que as áreas desertificadas tenham um grande potencial de seqüestro de C (Nosetto et al., 2006).

Nota-se que o potencial de seqüestro de carbono pela recuperação dessas áreas é muito dependente das condições de solo, clima, vegetação implantada, e etc. Os principais estoques de C em áreas que estavam sob o processo de desertificação, e que foram recuperadas são a liteira, o COS e a fitomassa. O potencial de seqüestro pela formação de carbonatos secundários é muito pequeno (Lal, 2009) e, portanto, quase sempre é desconsiderado nesta contabilização.

Nosetto et al. (2006), em áreas sob desertificação na Patagônia, verificaram teores de 33,8, 1,0 e 2,60 e 6,84 Mg ha<sup>-1</sup> de C, no COS, na liteira, nas raízes e na parte aérea da vegetação (Tabela 7). A recuperação foi feita pela introdução de plantio puro de pinos e, após 15 anos, verificou-se a formação de subbosque e aumento nos teores de C em todos os compartimentos. O C no COS, na liteira, nas raízes e na parte aérea, aumentaram a taxas de 127, 293, 649 e 490 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente, atingindo 35,7, 5,3, 12,33 e 14,9 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

A influência da vegetação e do período de recuperação no conteúdo de C seqüestrado no COS pode ser verificada

no trabalho de Su et al. (2010). Em área sob desertificação da Província de Gansu, na China, verificaram teores de C na forma de COS de  $0,65 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Após 7 anos com vegetação arbustiva e arbórea, o teor de C na forma de COS foi de  $2,45$  e  $8,25 \text{ Mg ha}^{-1}$ , respectivamente. Após 32 anos, o teor de C na forma de COS foi de  $6,48$  e  $10,01 \text{ Mg ha}^{-1}$ , respectivamente na área sob vegetação arbustiva e arbórea (Tabela 7). Assim, neste caso, a vegetação arbustiva proporcionou menor seqüestro de C no COS do que a vegetação arbórea.

As taxas de seqüestro de C no COS também variam ao longo dos anos de recuperação. A partir dos dados apresentados em Su et al. (2010) (Tabela 7), é possível calcular uma taxa de seqüestro média de C no COS de  $257$  e  $1086 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , para solo sob vegetação arbustiva e arbórea, até os 7 anos; até os 32 anos esta taxa de seqüestro média cai para  $182$  e  $292 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente para solo sob vegetação arbustiva e arbórea. Portanto, constata-se uma diminuição na taxa de seqüestro de C com o passar do tempo, o que é justificado pela tendência do ecossistema em chegar a um equilíbrio dinâmico, e está diretamente relacionada com a saturação de C do solo (Six et al., 2002).

O tipo e a textura do solo podem ter influência direta sobre a taxa de seqüestro de C. Su (2007), verificou que solos de textura arenosa tinham um potencial de acúmulo de C significativamente maior que solos argilosos (Tabela 7). Além disso, a taxa de seqüestro de C no COS foi maior nos solos de textura mais arenosa. Isto é explicado pelos autores pelo efeito de saturação de C. Solos mais arenosos possuíam teores de C menor que solos de textura argilosa, e, portanto, a capacidade potencial de dreno daqueles eram maiores.

A aplicação de material orgânico no momento do plantio constitui-se de uma medida eficiente no aumento da taxa de seqüestro de C pelo COS. Albaladejo et al. (2008), verificaram que a aplicação de lodo de esgoto em áreas sob desertificação, em Murcia, Espanha, adotando-se o modelo da regeneração natural, contribuiu significativamente para o seqüestro de C no COS e na fitomassa da parte aérea. Além disso, o aumento da dose de lodo de esgoto aplicado também proporcionou efeito positivo sobre a taxa de seqüestro de C (Tabela 7).

#### **RECUPERAÇÃO DE ÁREAS ERODIDAS E SEQUESTRO DE CARBONO**

Reflorestamento de áreas degradadas pelo processo de erosão é uma via eficiente de controle da erosão, melhorando a qualidade ambiental (Ren et al., 2007), e seqüestrando carbono no solo e na vegetação (Lima et al., 2006; Tan et al., 2010a,b).

Estimativas de Lima et al. (2006), indicaram um potencial de seqüestro de C no COS, a uma taxa de  $875 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , na camada de  $0-10 \text{ cm}$ , pela conversão de uma área de pastagem erodida em uma floresta de eucalipto, durante um período de 8 anos, na região de Virginópolis (MG), Brasil. O C do COS que era de  $31,00 \text{ Mg ha}^{-1}$ , passou para  $38,00 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Tabela 8). Em área de mata adjacente, o teor de C foi de  $37 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Nota-se, apesar de não ter sido apresentado pelos autores, um potencial ainda maior quando se contabiliza o C estocado na madeira, sobretudo se esta não for utilizada para energia.

Tan et al. (2010a), verificaram uma taxa de acúmulo no COS, na camada de  $0-20 \text{ cm}$ , de  $314$  e  $695 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , no topo e pé da encosta, respectivamente (Tabela 8). A maior taxa de acúmulo no pé deve-se ao fato de haver um carreamento de C das áreas mais altas e, conseqüentemente, deposição nesta área.

Shi et al. (2009), verificaram que quanto mais avançado estiver o estágio erosivo do solo, maior seu potencial de seqüestrar C e que há uma relação inversa entre estágio erosivo e o teor de COS no solo. Assim, o menor  $C_{\text{atual}}$  faz com que seu potencial de dreno seja maior, conforme Lal (2003a). Solos erodidos da Província de Jiangxi, na China, apresentaram potencial de seqüestro de C, na camada de  $0-20 \text{ cm}$ , de  $14,74$ ,  $18,71$  e  $21,84 \text{ Mg ha}^{-1}$ , nos graus de erosão leve, moderado e severo, respectivamente.

As taxas de seqüestro de C na recuperação de solos erodidos também variam muito em função da espécie vegetal utilizada. Chen et al. (2007), estudando o comportamento do C em solos erodidos sob recuperação com campos nativos (pradarias) e vegetação arbórea (espinheiro marítimo - *H. rhamnoides*), na camada de  $0$  a  $40 \text{ cm}$ , constataram taxas de acúmulo de  $667$  e  $1100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente. O solo antes das práticas de recuperação tinha um teor de C igual a  $30 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Após 30 anos, o solo sob vegetação de campo nativo tinha  $50 \text{ Mg ha}^{-1}$  de C e o sob vegetação arbórea tinha  $63 \text{ Mg ha}^{-1}$  de C (Tabela 8).

**REVISTA VERDE DE AGROECOLOGIA E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL**  
**GRUPO VERDE DE AGRICULTURA ALTERNATIVA (GVAA) ISSN 1981-8203**  
**Revisão Bibliográfica**

**Tabela 7.** Estoques de C (Mg ha<sup>-1</sup>) em áreas desertificadas recuperadas e não recuperadas (adjacentes).

Local	Prof. (cm)	Anos	Vegetação	C total das plantas		COS <sup>1</sup>		C Liteira		Referência
				Área recuperada	Área sob desertificação	Área recuperada	Área sob desertificação	Área recuperada	Área sob desertificação	
Província de Gansu, China	0-15	7	Arbustiva - arbórea	-	-	2,45-8,25 <sup>2</sup>	0,65 <sup>2</sup>	-	-	Su et al. (2010)
Província de Gansu, China	0-15	32	Arbustiva - arbórea	-	-	6,48-10,01 <sup>2</sup>	0,65 <sup>2</sup>	-	-	Su et al. (2010)
Patagônia, Argentina	0-200	15	Pinos, gramíneas e arbustos	14,19 <sup>3</sup> +12,33 <sup>4</sup> = 26,52	6,84 <sup>3</sup> +2,60 <sup>4</sup> =9,44	35,79	33,88	5,39	1,00	Nosetto et al. (2006)
Província de Gansu, China	0-20	4	Alfafa <sup>5</sup>	-	-	27,40	25,80	-	-	Su (2007)
Província de Gansu, China	0-20	4	Alfafa <sup>6</sup>	-	-	16,00	13,10	-	-	Su (2007)
Murcia, Espanha	0-20	16	Regeneração natural <sup>7</sup>	1,40 <sup>3</sup>	0,90 <sup>3,9</sup>	13,30	10,50	-	-	Albaladejo et al. (2008)
Murcia, Espanha	0-20	16	Regeneração natural <sup>8</sup>	2,30 <sup>3</sup>	0,90 <sup>3,9</sup>	18,60	10,50	-	-	Albaladejo et al. (2008)

<sup>1</sup>Carbono orgânico do solo; <sup>2</sup>calculados com base na densidade do solo; <sup>3</sup>parte aérea; <sup>4</sup>sistema radicular; <sup>5</sup>Neossolo flúvico; <sup>6</sup>Neossolo Quartzarênico; <sup>7</sup>aplicação única de 130 ton ha<sup>-1</sup> biossólido antes do plantio; <sup>8</sup>aplicação única de 260 ton ha<sup>-1</sup> biossólido antes do plantio; <sup>9</sup>parcela controle sem aplicação de biossólido.

**Tabela 8.** Estoques de C (Mg ha<sup>-1</sup>) em áreas erodidas recuperadas e não recuperadas (adjacentes).

Local	Prof. (cm)	Anos	Vegetação	C total das plantas		COS <sup>1</sup>		Referência
				Área Recuperada	Área sob erosão	Área recuperada	Área sob erosão	
Província de Jiangxi, China	0-20	48	Eucalipto e floresta nativa <sup>2,3</sup>	120,00 <sup>5</sup>	-	31,07	15,98	Tang et al. (2010a,b)
Província de Jiangxi, China	0-20	48	Eucalipto e floresta nativa <sup>2,4</sup>	120,00 <sup>5</sup>	-	43,14	9,70	Tang et al. (2010a,b)
Virginópolis, Brasil	0-10	8	Eucalipto	-	-	38,00	31,00 (37,00) <sup>6</sup>	Lima et al. (2006)
Província de Jiangxi, China	0-10	14	Canforeiro- Lеспедеза	-	-	5,48-6,49	2,08	Bin & Xin-Hua (2006)
Província de Gansu, China	0-40	30	Campos nativos	-	-	50,00	30,00	Chen et al. (2007)
Província de Gansu, China	0-40	30	<i>H. rhamnoides</i>	-	-	63,00	30,00	Chen et al. (2007)

<sup>1</sup>Carbono orgânico do solo; <sup>2</sup>A floresta de eucalipto permaneceu solteira por 16 anos. Após esse período efetuou-se a semeadura de espécies nativas; <sup>3</sup>ombro da encosta; <sup>4</sup>pé da encosta; <sup>5</sup>calculado com base na taxa de seqüestro de 2,5 Mg ha, apresentada pelos autores; <sup>6</sup>valor entre parêntesis é referente a uma área de floresta nativa adjacente.



**REVISTA VERDE DE AGROECOLOGIA E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL**  
**GRUPO VERDE DE AGRICULTURA ALTERNATIVA (GVAA) ISSN 1981-8203**  
**Revisão Bibliográfica**

**Tabela 9.** Estoques de C (Mg ha<sup>-1</sup>) após o período de tempo em recuperação, de áreas mineradas e não mineradas (adjacentes).

Local	Mineração	Prof. (cm)	Anos	Vegetação	C total das plantas		COS <sup>1</sup>		C Liteira		Referência
					Solo sob recuperação	Solo não minerado	Solo sob recuperação	Solo não minerado	Solo sob recuperação	Solo não minerado	
Indiana, EUA	Carvão	0-150	47	Pinheiros <sup>2</sup>	118,2 <sup>6</sup>	113,1	13,5	73,5	35,1	5,4	Amichev et al. (2008)
Indiana, EUA	Carvão	0-150	44	Nativa <sup>2</sup>	48,8 <sup>6</sup>	113,1	31,1	73,5	8,6	5,4	Amichev et al. (2008)
Wyoming, EUA	Carvão	0-30	11	Arbustos-Capim <sup>3</sup>	-	-	12,9-13,4	31,28	-	-	Anderson et al. (2008)
Sokolov, Rep. Tcheca	Carvão	0-20	22-32	Pinheiro <sup>2</sup> , carvalho, e etc.	17,0-67,6 <sup>6</sup>	-	4,5-38,0	-	0,6-5,0	-	Frouz et al. (2009)
Wyoming, EUA	Carvão	0-30	5	Arbustos <sup>3</sup>	-	-	31,3	48,78	-	-	Ganjegunte et al. (2009)
Nagpur, Índia	Manganês	0-15	20	Acácia nilótica <sup>4</sup> , Cassia seamea, e etc.	-	-	19,9	32,9	-	-	Juwarkar et al. (2010)
Ohio, EUA	Carvão	0-15	25	Espécies florestais <sup>3</sup>	82 <sup>6</sup> +2,13 <sup>7</sup> =84,13	-	38,0	-	3,96	-	Shrestha & Lal, (2010)
Ohio, EUA	Carvão	0-15	25	Pastagem <sup>3</sup>	2,5 <sup>6</sup> +1,6 <sup>7</sup> =4,1	-	34,9	-	-	-	Shrestha & Lal, (2010)
Ohio, EUA	Carvão	0-15	26	Gramma selvagem <sup>2</sup>	-	-	17,5	18,7	-	-	Shukla & Lal, (2005)
Ohio, EUA	Carvão	0-15	47	Arbórea <sup>3</sup>	-	-	26,7	18,7	-	-	Shukla & Lal, (2005)
Poços de Caldas, BR	Bauxita	0-10	4	<i>Eucalyptus saligna</i> <sup>8</sup>	-	-	30,0 <sup>9</sup>	31,5 <sup>9</sup>	-	-	Carneiro et al. (2008)
Poços de Caldas, BR	Bauxita	0-10	19	<i>Eucalyptus saligna</i> <sup>8</sup>	-	-	34,5	31,5 <sup>9</sup>	-	-	Carneiro et al. (2008)
Minas do Leão, RS, BR	Carvão	0-25	24	Capoeira <sup>3</sup>	-	-	25,1	27 <sup>10</sup>	-	-	Quinõnes et al. (2008)
Distrito Federal, BR	Jazida de cascalho	0-20	2	<i>Stylosanthes spp.</i> <sup>11</sup>	-	-	8,6	6,8	-	-	Silva & Corrêa (2010)

<sup>1</sup>Carbono orgânico do solo; <sup>2</sup>sem aplicação de *topsoil*; <sup>3</sup>com aplicação de *topsoil*; <sup>4</sup>plântio em covas de 1x1x1; <sup>6</sup>parte aérea; <sup>7</sup>raízes; <sup>8</sup>serrapilheira espessa; <sup>9</sup>valores obtidos de gráficos e calculados com base na densidade do solo igual à 1,5; <sup>10</sup>calculado com base na densidade do solo igual à 1,5; <sup>11</sup>escarificação até 20 cm e aplicação de composto de lixo (20 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>).

Em solos severamente erodidos, onde o teor de COS é muito baixo, verifica-se uma taxa de seqüestro de C também muito baixa, em decorrência da dificuldade que a vegetação tem de se desenvolver e contribuir para o ciclo biogeoquímico de C. Bin & Xin-Hua (2006), verificaram que em solo erodido com teor de COS inicial igual a 2,08 Mg ha<sup>-1</sup>, na camada de 0-10 cm, a taxa de seqüestro de C variou de 242 a 315 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, com a utilização de espécies arbóreas (canforeiro e lespedeza) (Tabela 8).

Assim, verifica-se que a importância do controle dos processos erosivos, através de práticas efetivas de conservação do solo, não se relaciona apenas com a melhoria da qualidade do solo e com a reincorporação dessas áreas ao processo produtivo, mas também com a possibilidade de seqüestro de C no solo e na biota e, conseqüentemente, com a minimização do aquecimento global.

### **RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS PELA MINERAÇÃO E SEQUESTRO DE CARBONO**

Em áreas mineradas de todo o mundo, existe uma pressão da legislação para recuperação através da recomposição vegetal (Ussiri & Lal, 2005; Sperow, 2006). Essa revegetação leva a um seqüestro de C no solo e na vegetação.

A principal exploração mineral de superfície a nível mundial é a de carvão, e os principais trabalhos que relacionam a recuperação dessas com o seqüestro de C foram realizados nos Estados Unidos da América (Tabela 9).

Amichev et al. (2008), contabilizaram o seqüestro de C no COS, na vegetação e na liteira, em uma área recuperada após a exploração de carvão, e compararam com uma área adjacente que não havia sido minerada, no estado de Indiana, EUA (Tabela 9). Esses autores verificaram que a utilização de espécies semelhantes à da floresta nativa proporcionou um maior acúmulo de COS, comparativamente à floresta pura de pinheiros. No entanto, o C acumulado na liteira e na fitomassa da parte aérea na área dos pinheiros foi superior ao da área sob floresta nativa. Nesse experimento não foi aplicado *topsoil*. Assim, considerando que os estoques de C na área degradada era zero, as taxas de acúmulo de C na vegetação, no COS e na liteira, foram, respectivamente, 2515, 287 e 746 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, na floresta de pinheiros, e 1109, 705 e 195 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, na floresta nativa, ambos na camada de 0-150 cm.

Frouz et al. (2009), verificaram resultados semelhantes aos de Amichev et al. (2008) para o COS, ao compararem um área revegetada com várias espécies vegetais. Na área revegetada com pinheiros, o COS foi o menor comparativamente aos demais, sendo estatisticamente igual ao da regeneração natural. Com relação ao C estocado na fitomassa, os resultados de Frouz et al. (2009) divergem dos de Amichev et al. (2008). Aqueles

verificaram que o C estocado na fitomassa dos pinheiros também foi o menor, comparativamente ao demais. A importância da utilização de espécies arbóreas no seqüestro de C pela fitomassa e pelo COS também pode ser verificada nos trabalhos de Shrestha & Lal (2010) e Shukla & Lal (2005), respectivamente (Tabela 9).

No entanto, nem sempre há diferenças com relação ao seqüestro de C no COS devido à vegetação. Em um trabalho de recuperação de uma mina de carvão no estado de Wyoming, EUA, Anderson et al. (2008) compararam a revegetação com arbustos e capim, e verificaram que não houve diferença significativa com relação ao COS após 11 anos de cultivo, na camada de 0-30 cm, apesar de a área sob capim ter se verificado o teor um pouco superior.

É possível que em curto espaço de tempo, o COS do solo atinja valores muito próximos aos verificados nos solos que não sofreram degradação, desde que boas práticas de RAD sejam adotadas. Ganjengunte et al. (2009), verificaram que em área revegetada com espécies arbustivas, com aplicação de *top soil*, o COS atingiu 31,4 Mg ha<sup>-1</sup> em apenas 5 anos. Em área não degradada adjacente foi verificado o teor de 48,78 Mg ha<sup>-1</sup>.

Em certas áreas, a recuperação do COS e, conseqüentemente, o seqüestro de C, ocorre numa velocidade muito rápida, atingindo valores semelhantes e até mesmo superiores aos verificados em áreas não perturbadas em pouco espaço de tempo, conforme verificado por Carneiro et al. (2008) em uma área recuperada após a mineração de bauxita, no município de Poços de Caldas, e por Silva & Corrêa (2010), numa área recuperada com *Stylosanthes spp.*, no Distrito Federal (Tabela 9).

O plantio em ilhas também pode constituir-se uma alternativa eficiente no seqüestro de C pelo COS, quando não se dispõe de *top soil* para aplicar em área total. Juwarkar et al. (2010), verificaram que o plantio em covas de 1 m<sup>3</sup> de espécies arbóreas (acácia nilótica, cássia seamea, e etc.), em área degradada pela mineração de manganês na Índia, proporcionou a obtenção de um teor de 19,9 Mg C ha<sup>-1</sup> no COS, após 20 anos, na camada de 0-15 cm de profundidade. Esse valor é mais da metade do verificado em uma área de floresta nativa adjacente, que não foi minerada.

A liteira, embora tenha mais de 80% do C perdido para a atmosfera na forma de CO<sub>2</sub> em pouco espaço de tempo (Silva & Mendonça, 2007), tem possibilidade de seqüestrar uma boa quantidade de C. Trabalhos de Frouz et al. (2009) e de Shrestha & Lal (2010), apresentam quantidades de C estocada na liteira variando de 3 a 5% do C total estocado na fitomassa e no solo (Tabela 9).

### **POTENCIAL DE SEQUESTRO DE CARBONO EM ÁREAS DEGRADADAS**

O potencial de seqüestro de C é alto em solos degradados, com área estimada de 1216 Mha (Tabela 1), e em solos desertificados, com área estimada de 3592 Mha

(Tabela 2). Além disso, áreas com uso agrícola, que somam 4961 Mha (FAO, 2001), também apresentam grande potencial para aumentar o COS (Lal, 2003a).

Esses solos perderam uma grande quantidade de COS, e tem a capacidade de seqüestrar C, pela conversão do uso da terra em um sistema reparador, e pela adoção de práticas de manejo adequadas (Lal, 2004).

Se todos os outros fatores permanecessem os mesmos, o potencial de seqüestro de C no COS seria: solos degradados e desertificados > áreas de cultivo agrícola > pastagens > florestas e culturas permanentes (Lal, 2004).

De maneira geral, estima-se que a maioria das terras agrícolas perderam de 30-40 Mg C ha<sup>-1</sup>, e os solos degradados e desertificados perderam de 40-60 Mg C ha<sup>-1</sup> (Lal, 2000). Segundo Lal (2004), uma parte significativa da perda histórica de C, em consequência de mudanças no uso do solo, pode ser reseqüestrado no período de 25-50 anos.

O intervalo de seqüestro de C no COS, através de diferentes práticas de manejo (Tabela 10), reflete as variações entre solos e ecorregiões e a outras incertezas atribuídas a amostragem e medições.

**Tabela 10.** Taxa potencial de seqüestro de C pelo solo através da adoção de diferentes práticas de manejo.

Uso do solo	Potencial de seqüestro de carbono (kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )
Solos sob cultivo*	100-400
Solos sob pastagens*	50-200
Recuperação de solos degradados**	
Erosão hídrica	100-400
Erosão eólica	50-100
Degradação química	200-500
Degradação física	50-100

Adaptado de Lal, 1999, 2001; IPCC, 2007. \*solos com grau de degradação leve. \*\*solos com grau de degradação moderado ou superior.

Assumindo que práticas de manejo adequadas sejam adotadas em 75% dos solos sob cultivos (1369 Mha) e sob pastagem (3460 Mha), e que 50% dos solos degradados seja efetivamente restaurados, em 50 anos, o potencial de seqüestro de C no COS pode ser calculado (Tabela 11).

Nestas condições, o potencial anual é estimado em 0,217 - 0,868 Pg C para adoção de práticas de manejo adequadas em solos sob cultivo e pastagens, e de 0,059 - 0,202 Pg C na recuperação de solos degradados (Tabela 11).

**Tabela 11.** Potencial global de seqüestro de C no COS, assumindo que em 70% dos solos sob cultivo e pastagens são adotadas práticas de manejo adequadas, e que 50% dos solos degradados são restaurados.

Uso do solo	Área (Mha)	Taxa média (Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	Potencial de seqüestro de C	
			Pg C ano <sup>-1</sup>	Acumulado em 50 anos*** (Pg)
Solos sob cultivo*	960	0,1-0,4	0,096-0,384	4,80-19,20
Solos sob pastagens*	2420	0,05-0,2	0,121-0,484	6,05-24,20
Subtotal			0,217-0,868	10,85-43,4
Solos degradados**				
Erosão hídrica	375	0,1-0,4	0,037-0,150	1,88-7,50
Erosão eólica	140	0,05-0,1	0,007-0,014	0,35-0,70
Degradação química	73	0,2-0,5	0,014-0,036	0,73-1,83
Degradação física	20	0,05-0,1	0,001-0,002	0,05-0,10
Subtotal			0,059-0,202	2,95-10,1
Total			0,276-1,07	13,80-53,5

\* solos com grau de degradação leve. \*\*solos com grau de degradação moderado ou superior.\*\*\*considerando uma taxa de seqüestro constante.

Assumindo uma taxa de seqüestro de carbono de 100-200 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Lal, 2001; Lal, 2009; Su et al., 2010) na forma de COS e a área desertificada no mundo (3592 Mha), pode-se estimar uma taxa de seqüestro anual de C pelo controle e recuperação de 50% dessas áreas em 0,18-0,36 Pg C ano<sup>-1</sup>. Apesar do seqüestro de C em um ecossistema poder continuar por 150 anos (Akala & Lal, 2000), a taxa de acúmulo é maior até o período de 50 anos. Assim, considerando esse período de maior taxa de acúmulo, a quantidade de C acumulado seria de 9-18 Pg.

Baseado nessas estimativas, o potencial global de seqüestro de C por áreas degradadas (degradadas + desertificadas) é de 0,24-0,56 Pg ano<sup>-1</sup>. Em 50 anos, considerando uma taxa de seqüestro constante, o acumulado seria de 12 – 28 Pg.

A revegetação de áreas degradadas, através de regeneração natural ou manejada, é uma oportunidade emergente nos mercados de créditos de carbono (NGUGI et al., 2010). Essa oportunidade emana não só do seqüestro de carbono no COS, em decorrência da ciclagem biogeoquímica que é restabelecida, como também do C estocado na fitomassa (SHERESTHA & Lal, 2010).

Ao considerar o estoque de carbono na fitomassa e na liteira, esse potencial é ainda maior, uma vez que estes componentes juntos representam entre 60 e 80% do reservatório total de C em áreas recuperadas (AMICHEV et al., 2008; FROUZ et al., 2009; Sherestha & Lal, 2010). Considerando o potencial de seqüestro pelo solo de 12 a 28 Pg C, em 50 anos, o C estocado na fitomassa e na liteira (juntos) pode ser estimado em valores variando de 18 a 112 Pg C. Assim, o potencial total nas condições estabelecidas seria de 30 a 140 Pg C, em 50 anos.

Segundo as estimativas mais pessimistas de emissões de C para a atmosfera, somente pela queima de combustíveis fósseis, nos próximos 50 anos, atingiria cerca de 675 Pg C (ROECKNER et al., 2010). Assim, a recuperação das áreas degradadas do mundo é uma alternativa para a diminuição dos riscos do aquecimento global.

As estimativas do potencial de seqüestro de C apresentadas não levam em consideração os custos envolvendo preparo do solo, adubação e uso de pesticidas, irrigação, etc. A justificativa para a recuperação destes solos é a inevitável necessidade de produzir alimentos, rações, fibras e combustível para a população mundial crescente. Na verdade, o seqüestro de C no solo é um subproduto da restauração dos solos degradados (LAL, 2003a).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nas duas últimas décadas a crescente preocupação com as questões envolvendo as mudanças climáticas tem despertado a sociedade a questionar o processo de crescimento econômico. Há um consenso majoritário no meio científico de que as mudanças no clima estão

associadas às emissões de gases do efeito estufa de origem antropogênica, sendo necessário traçar estratégias para a diminuição dessas emissões. Contudo, há preços relativamente altos, além de não serem os maiores problemas do homem atualmente (ver, “Consenso de Genebra”).

Com o ritmo elevado de crescimento da população mundial é de se esperar a necessidade de aumento na produção de alimentos, sendo muitos deles preocupantes, como os de origem animal, por contribuírem com as emissões de gases do efeito estufa. Outrossim, o crescimento populacional irá elevar a pressão de sobre ecossistemas naturais, causando novos desmatamentos ou mudanças no uso do solo. Contribuindo em elevar as emissões de gases do efeito estufa, sobretudo nos trópicos.

Surge dessa forma um paradigma: como aliar o crescimento populacional com diminuição na emissão de gases do efeito estufa. No presente estudo foi verificado o enorme potencial em estocar carbono pelas áreas degradadas, contribuindo com a diminuição de gases do efeito estufa, e por serem áreas suficientes para as atividades agropecuárias e produção de alimentos. Dessa forma, a resolução desse paradigma estaria na busca por meios produtivos mais sustentáveis para a ocupação dessas áreas em degradação. Esses meios proporcionariam incrementos de carbono no solo, melhorando sua fertilidade e, com isso possibilitaria a produção de alimentos. Prestaria também serviços ambientais como a diminuição das emissões de gases do efeito estufa.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKALA, V. A.; LAL, R. Soil organic carbon pools and sequestration rates in reclaimed mine soils in Ohio. **Journal of Environmental Quality**, v.30, p.2098–2104, 2001.

AKALA, V.; LAL, R. Potential of Mineland Reclamation for Soil C Sequestration in Ohio. **Land Degradation & Development**, v.11, p.289–297, 2000.

ALBALADEJO, J.; LOPEZ, J.; BOIX-FAYOS, C.; BARBERA, G. G.; MARTINEZ-MENA, M. Long-term effect of a single application of organic refuse on carbon sequestration and soil physical properties. **Journal of Environmental Quality**, v.37, p.2093-2099, 2008.

AMICHEV, B. Y.; BURGER, J. A.; RODRIGUE, J. A. Carbon sequestration by forests and soils on mined land in the Midwestern and Appalachian coalfields of the U.S. **Forest Ecology and Management**, v.256, p.1949-1959, 2008.

ANDERSON, J. D.; INGRAN, L. J.; STAHL, P. D. Influence of reclamation management practices on microbial biomass carbon and soil carbon accumulation in

- semiarid mined lands of Wyoming. **Applied Soil Ecology**, v.40, p.387-397, 2008.
- BILGEN, S.; KELES, S.; KAYGUSUZ, K. The role of biomass in greenhouse gas mitigation. **Energy Sources**, Part A, v.29, p.1243-1252, 2007.
- BIN, Z.; XIN-HUA, P. Organic matter enrichment and aggregate stabilization in a severely degraded utisol after reforestation. **Pedosphere**, v.16, p.699-706, 2006.
- CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; SOARES, A. L. L. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronossequencias de reabilitação após a mineração de bauxita. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.32, p.621-632, 2008.
- CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R.; CERRI, C. E. P. **Potencial de seqüestro de carbono em diferentes biomas do Brasil**, v.34, p.277-289, 2010.
- CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B.; RONDÓN, M. A. Potential of soil carbon sequestration in the Amazonian Tropical Rainforest. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York, Haworth, 2006. p.245-266.
- CERRI, C. E. P.; SPAROVEK, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, W. E.; MELILLO, J. M.; CERRI, C. C. Tropical agriculture and global warming: Impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, 64:83-99, 2007.
- CHEN, L.; GONG, J.; FU, B.; HUANG, Z. Effect of land use conversion on soil organic carbon sequestration in the loess hilly area, loess plateau of China. **Ecology Research**, v.22, p.641-648, 2007.
- COSTA, E. S.; LUIZÃO, R. C.; LUIZÃO, F. J. Soil microbial biomass and organic carbon in reforested sites degraded by bauxite mining in the Amazon. **Advances in Geocology**, v.31, p.443-450, 1998.
- DIAS-FILHO, M. B.; DAVIDSON, E. A.; CARVALHO, C. J. R. Linking biogeochemical cycles to cattle pasture management and sustainability in the Amazon Basin. In: MCCLAIN, M. E.; VICTORIA, R. L.; RICHEY, J. E. (eds.). **The biogeochemistry of the Amazon Basin**. New York: Oxford University Press, 2001. p.84-105.
- DIAS-JÚNIOR, H. E.; MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; SILVA, R. Metais pesados, densidade e atividade microbiana em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.22, p.631-640, 1998.
- FAO. **Production Yearbook. Food & Agric. Organization**, Rome, Italy, 2001.
- FENG, Q.; CHENG, G. D.; KUNIHICO, E. Carbon storage in desertified lands: a case study from North China. **Geojournal**, v.51, p.181-189, 2001.
- FENG, Q.; ENDO, K. N.; GUODONG, C. Soil carbon in desertified land in relation to site characteristics. **Geoderma**, v.106, p.21-43, 2002.
- FROUZ, J.; PIZL, V.; CIENCIALA, E.; KALCIK, J. Carbon storage in post-mining forest, the role of tree biomass and soil bioturbation. **Biogeochemistry**, v.94, p.111-121, 2009.
- GANJEGUNTE, G. K.; WICK, A. F.; STAHL, P. D.; VANCE, G. F. Accumulation and composition of total organic carbon in reclaimed coal mine lands. **Land Degradation & Development**, v.20, p.156-175, 2009.
- GRAINGER, A. Modeling the anthropogenic degradation of drylands and the potential to mitigate global climate change. In: **Global climate change by combating land degradation**. SQUIRES, V. R.; GLENN, E. P.; AYOUB, T. A. (eds.). pp. 193-199. Nairobi, Kenya: UNEP, 1995.
- HALMANN, M. M.; STEINBERG, M. **Greenhouse gas carbon dioxide mitigation**. Science & Technology. Lewis: Boca Raton, FL, 1999.
- HARPER, R. J.; GILKES, R. J.; HILL, M. J.; CARTER, D. J. Wind erosion and soil carbon dynamics in south-western Australia. **Aeolian Research**, v.1, p.129-141, 2010.
- HOUGHTON, R. A. Aboveground Forest Biomass and the Global Carbon Balance. **Global Change Biology**, v.11, p.945-958, 2005.
- HOUGHTON, R. A. The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850 to 1990. **Tellus**, v.50 B, p.298-313, 1999.
- Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC. **Climate Change 1995: Impact, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific Technical Analyses**. Working Group I. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK, 1996.
- Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC. **Climate change 2007. Climate change impacts, adaptation and vulnerability**. Working Group II. Geneva, Switzerland: IPCC, 2007.

- IZQUIERDO, I; CARAVACA, F.; ALGUACIL, M. M.; HERNÁNDEZ, G.; ROLDAN, A. Use of microbiological indicators for evaluating success in soil restoration after revegetation of a mining area under subtropical conditions. **Applied Soil Ecology**, v.30, p.3-10, 2005.
- JAUHAINEN, J.; LIMIN, S.; SILVENNOINEN, H.; YASANDER, H. Carbon dioxide and methane fluxes in drained tropical peat before and after hydrological restoration. **Ecology**, v.89, p.3503-3514, 2008.
- JUWARKAR, A. A.; MEHROTRAA, K. L.; NAIR, R.; WANJARI, T.; SINGH, S. K.; CHAKRABARTI, T. Carbon sequestration in reclaimed manganese mine land at Gumgaon, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.160, p.458-464, 2010.
- KLASS, D. L. Biomass for renewable energy and fuels. In: CLEVELAND, C. J. (ed.). **Encyclopedia of Energy**, v.1, New York: Elsevier, 2004. p.193-212.
- LAL, R. Carbon sequestration. **Philosophical Transactions of the Royal Society, B**, v.363, p.815-830, 2008.
- LAL, R. Offsetting global CO<sub>2</sub> emissions by restoration of degraded soils and intensification of world agriculture and forestry. **Land Degradation & Development**, v.14, p.309-322, 2003a.
- LAL, R. Sequestering Carbon in Soils of Arid Ecosystems. **Land Degradation & Development**, v.20, p.441-454, 2009.
- LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, v.123, p.1-22, 2004.
- LAL, R. Soil erosion and the global carbon budget. **Environment International**, v.29, p.437-450, 2003b.
- LAL, R. Soil management and restoration for C sequestration to mitigate the accelerated greenhouse effect. **Progressive Environmental Science**, v.1, p.307-326, 1999.
- LAL, R. World cropland soils as a source and sink for atmospheric carbon. **Advances in Agronomy**, v.71, p.145-191, 2001.
- LI, Y. Q.; ZHAO, H. L.; YI, X. Y.; ZUO, X. A.; CHEN, Y. P. Dynamics of carbon and nitrogen storages in plant-soil system during desertification process in Horqin sandy land. **Huanjing Kexue/Environmental Science**, v. 27, p.635-640, 2006.
- LIMA, A. M. N.; SILVA, I. R.; NEVES, J. C. L.; NOVAIS, R. F.; BARROS, N. F.; MENDONÇA, E. S.; SMYTH, T. J.; MOREIRA, M. S.; LEITE, F. P. Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in southeastern Brazil. **Forest, Ecology and Management**, v.235, p.219-231, 2006.
- MacCRACKEN, C.N.; EDMONDS, J. A.; KIM S.H.; SANDS, R.D. The economics of the Kyoto Protocol. **The Energy Journal** (IAEE), v.20, p.25-71, 1999.
- MOUILLOT, F.; NARASIMHA, A.; BALKANSKI, Y.; LAMARQUE, J. F.; FIELD, C. B. Global carbon emission from biomass burning in the 20<sup>th</sup> century. **Geophysical Research Letters**, v.33, p.1801-1804, 2006.
- NGUGI, M. R.; JOHNSON, R. W.; McDONALD, W. J. F. Restoration of ecosystems for biodiversity and carbon sequestration: simulating growth dynamics of brigalow vegetation communities in Australia. **Ecological Modelling**, in press, 2010.
- NIEDER, R.; BENBI, D. K. **Carbon and Nitrogen in the Terrestrial Environment**. Springer, 2008. 434p.
- NIIYAMA, K.; KAJIMOTO, T.; MATSUURA, Y.; YAMASHITA, T.; MATSUO, N.; YASHIRO, Y.; RIPIN, A.; KASSIM, A. R.; NOOR, N. S. Estimation of root biomass based on excavation of individual root systems in a primary dipterocarp forest in Pasoh Forest Reserve, Peninsular, Malaysia. **Journal of Tropical Ecology**, v.26, p.271-284, 2010.
- NOSETTO, M. D.; JOBBÁGY, E. G.; PARUELO, J. M. Carbon sequestration in semi-arid rangelands: Comparison of Pinus ponderosa plantations and grazing exclusion in NW Patagonia. **Journal of Arid Environments**, v.67, p.142-156, 2006.
- OLDEMAN, L. R. The global extent of soil degradation. In: GREENLAND, D.J.; SZABOLCS, I. (eds.). **Soil Resilience and Sustainable Land Use**. CAB International: Wallingford, 1994. p.99-118.
- OLDEMAN, L.R.; Van LYNDEN, G. W. J. Revisiting the Glasod methodology. In: LAL, R.; BLUM, W. H.; VALENTINE, C.; STEWART, B. A. (eds.). **Methods for Assessment of Soil Degradation**, CRC Publishers: Boca Raton, FL, 1998. p.423-440.
- POLYAKOV, V. O.; LAL, R. Soil organic matter and CO<sub>2</sub> emission as affected by water erosion on field runoff plots. **Geoderma**, v.143, p.216-222, 2008.
- PRENTICE, I. C. **The carbon cycle and the atmospheric carbon dioxide. Climate Change 2001: The Scientific Basis**. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge Univ. Press, UK, pp. 183-237, 2001.

- QUINONES, O. R. G.; INDA JUNIOR, A. V.; GIASSON, E.; BISSANI, C. A.; DICK, D. P. Características de solos construídos após mineração de carvão relacionadas ao processo de construção e à composição do material utilizada. **Ciência Rural**, v.38, p.1564-1571, 2008.
- REN, H. L. I. Z. A.; SHEN, W. J.; YU, Z. Y.; PENG, S. L.; LIAO, C.H.; DING, M. M.; WU, J. G. Changes in biodiversity and ecosystem function during the restoration of a tropical forest in South China. **Scientia in China Series, C**, v.50, p.277-284, 2007.
- RIBEIRO, S. C. **Quantificação do estoque de biomassa e análise econômica da implementação de projetos visando a geração de créditos de carbono em pastagem, capoeira e floresta primária**. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2007. 128p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal).
- ROECKNER, E.; GIORGETTA, M. A.; CRUEGER, T.; ESCH, M.; PONGRATZ, J. Historical and future anthropogenic emission pathways derived from coupled climate-carbon cycle simulations. **Climate Change**, v.105, p.91-108, 2010.
- SILVA, L. C.; CORRÊA, R. S. Evolução da qualidade do substrato de uma área minerada no cerrado revegetada com *Stylosanthes* spp. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.835-841, 2010.
- SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria Orgânica do Solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. (eds.). **Fertilidade do Solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2007. p.275-374.
- SEDJO, R. A., MARLAND, G. Inter-trading permanent emissions credits and rented temporary carbon emissions offsets: some issues and alternatives. **Climate Policy**, v. 3, p. 435-444, 2003.
- SHI, X. Z.; WANG, H. J.; YU, D. S.; WEINDORF, D. C.; CHENG, X. F.; PAN, X. Z.; SUN, W. X.; CHEN, J. M. Potential for soil carbon sequestration of eroded areas in subtropical China. **Soil & Tillage Research**, v.105, p.322-327, 2009.
- SHRESTHA, R. K.; LAL, R. Carbon and nitrogen pools in reclaimed land under forest and pasture ecosystems in Ohio, USA. **Geoderma**, v.157, p.196-205, 2010.
- SHRESTHA, R. K.; LAL, R. Ecosystem carbon budgeting and soil carbon sequestration in reclaimed mine soil. **Environment International**, v.32, p.781-796, 2006.
- SHUKLA, M. K.; LAL, R. Temporal changes in soil organic carbon concentration and stocks in reclaimed minesoils of Southeastern Ohio. **Soil Science**, v.170, 1013-1021, 2005.
- SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; GRISI, B. M.; HUNGRIA, M.; ARAUJO, R. S. **Microorganismos e processos biológicos do solo: perspectiva ambiental**. Brasília: Embrapa, 1994. 142p.
- SIQUEIRA, J. O.; SOARES, C. R. F. S.; SILVA, C. A. Matéria orgânica em solos de áreas degradadas. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.495-524.
- SIX, J.; CONANT, R. T.; PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, v.241, p.155-176, 2002.
- SPEROW, M. Carbon sequestration potential em reclaimed mine sites in seven East-Central States. **Journal of Environmental Quality**, v.35, p.1428-1438, 2006.
- STRASSMANN, K. M.; JOOS, F.; FISCHER, G. Simulating effects of land use changes on carbon fluxes: past contributions to atmospheric CO<sub>2</sub> increases and future commitments due to losses of terrestrial sink capacity. **Tellus**, v.60A, p.583-603, 2008.
- SU, Y. Z. Soil carbon and nitrogen sequestration following the conversion of cropland to alfalfa forage land in northwest China. **Soil & Tillage Research**, v.92, p.181-189, 2007.
- SU, Y. Z.; WANG, X. F.; YANG, R.; LEE, J. Effects of sandy desertified land rehabilitation on soil carbon sequestration and aggregation in an arid region in China. **Journal of Environmental Management**, v.91, p.2109-2116, 2010.
- TAN, X.; LIU, S.; LIU, J.; ZHOU, G. Effects of vegetation restoration and slope positions on soil eroded aggregation and soil carbon accumulation on heavily eroded tropical land of Southern China. **Journal of Soils and Sediments**, v.10, p.505-513, 2010a.
- TAN, X.; LIU, S.; ZHOU, G. Erosion and vegetation restoration impacts on ecosystem carbon dynamics in South China. **Soil Science Society of America Journal**, v.74, p.272-281, 2010b.

UNEP. **Status of Desertification and Implementation of the United Nations Plan of Action to Combat Desertification**, UNEP, Nairobi, Kenya. 1992.

UPADHYAY, T. P.; SANKHAYAN, P. L.; SOLBERG, B. A review of carbon sequestration dynamics in the Himalayan region as a function of land-use change and forest/soil degradation with special reference to Nepal. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.105, p.449-465, 2005.

USSIRI, D. A. N.; LAL, R. Carbon Sequestration in Reclaimed Minesoils. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v.24, p.151-165, 2005.

YADAV, V.; MALANSON, G. P. Modeling impacts of erosion and deposition on soil organic carbon in the Big Creek Basin of southern Illinois. **Geomorphology**, v.106, p.304-314, 2009.

YAN, H.; WANG, S.; WANG, C.; ZHAND, G.; PATEL, N. Losses of soil organic carbon under wind erosion in China. **Global Change Biology**, v.11, p.828-840, 2005.

ZHOU, R. L.; LI, Y. Q.; ZHAO, H. L.; DRAKE, S. Desertification effects on C and N content of sandy under grassland in Horqin, northern China. **Geoderma**, v.145, p.370-375, 2008.

Recebido em 10/01/2011

Aceito em 20/05/2011