

A matéria orgânica do solo no cultivo de espécies florestais

Iraê Amaral Guerrini

Jason James

Pedro Henrique Proença Nalesso

Cristiano Alberto de Andrade

Robert Boyd Harrison

Introdução

A maioria dos solos destinados aos plantios de espécies florestais é marginal, com características físicas, químicas e biológicas de baixa qualidade, uma vez que os melhores são direcionados para a produção de alimentos. São solos altamente intemperizados, normalmente arenosos, de baixa fertilidade natural ou degradados e com baixos teores de matéria orgânica. A manutenção do adequado crescimento das espécies florestais e a obtenção de produtividades competitivas depende, então, dentre outros aspectos, das práticas de manejo com foco no solo, em seus atributos, em que se inclui a matéria orgânica.

Entretanto, originalmente, os solos florestais são ricos em matéria orgânica, o que é bastante diferente do que ocorre nos solos sob plantações de espécies arbóreas para exploração econômica de seus produtos. Mas o que são, então, os “solos florestais”? Quais as principais diferenças em relação aos solos sob outros usos, como no caso de culturas agrícolas? Esses são os pontos de partida para a discussão que será feita, a seguir, sobre a estreita relação entre a produção florestal e a manutenção da matéria orgânica do solo.

Os solos florestais e a ciclagem de nutrientes

De forma geral, solos florestais são aqueles formados primariamente sob a influência de uma cobertura vegetal florestal (Pritchett, 1979), o que representa metade dos solos que recobrem a superfície da Terra. Por essa definição, pode-se pensar que a maioria dos solos formados é considerada solos florestais, exceção feita àqueles formados sob desertos, tundras, savanas e áreas alagadas (Binkley; Fisher, 2019). No entanto, nos dias de hoje, após amplo período de uso com cultivos agrícolas, com intensivas práticas de manejo, os solos florestais, por

origem, perderam suas características essenciais, tornando-se “solos agrícolas”. Basicamente, a diferença entre o solo florestal e o solo agrícola é a existência da cobertura florestal e o horizonte “O” resultante. Estas características fornecem um microclima muito diferente daqueles associados aos solos cultivados, como a ciclagem de nutrientes, formação de serapilheira (manta orgânica sobre o solo), maior biodiversidade de macro e microrganismos, sombreamento, diferentes temperaturas e umidades do solo e ar, raízes mais profundas e a formação de compostos orgânicos solúveis no solo, resultantes da decomposição da serapilheira e a consequente eluviação de íons minerais e da matéria orgânica dissolvida para camadas mais profundas (Figura 1).

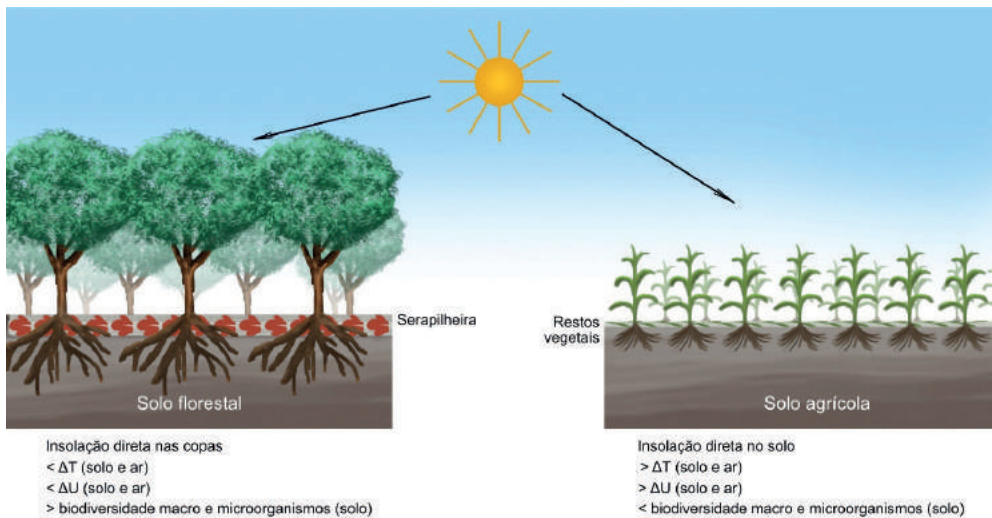


Figura 1. Diferenças entre os solos florestais e agrícolas.

Fonte: Os autores.

Numa floresta natural, e de forma menos intensa em florestas plantadas, quantidades consideráveis de material orgânico são devolvidas ao solo na forma de folhas, galhos e flores, formando a serapilheira, e também pela decomposição das raízes (Figura 2). A camada de serapilheira exerce influência profunda nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. O sombreamento provocado pela copa das árvores mantém a temperatura do solo em diversos graus abaixo daquela temperatura nos solos de agricultura. A presença de vegetação florestal e da serapilheira resulta em condições mais uniformes de temperatura e umidade. O clima mais favorável, aliado às condições ácidas, resultantes da decomposição e lixiviação da camada de serapilheira, promove maior biodiversidade, ou seja, maior diversidade e atividade na população de microflora e fauna, em comparação com os solos agrícolas.

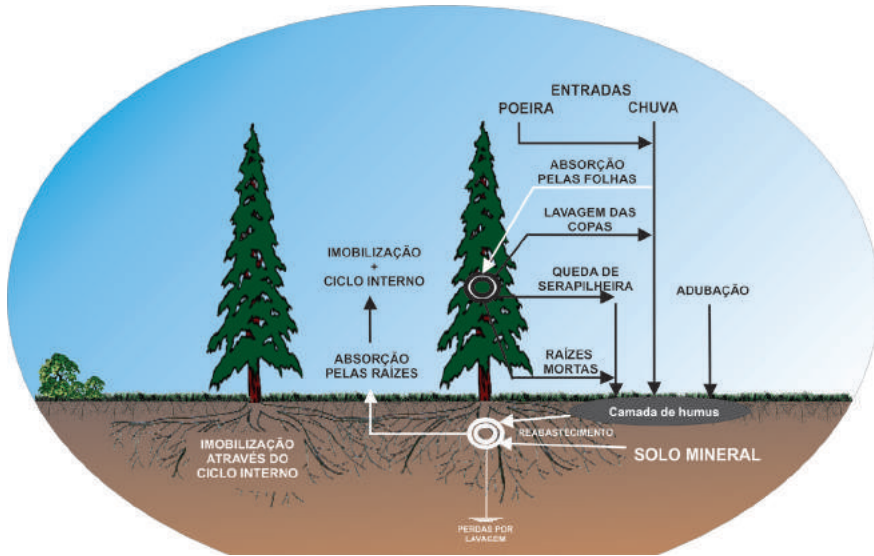


Figura 2. Ciclagem de nutrientes em florestas.

Fonte: Adaptado de Schumacher e Lopes (2014).

O manejo intensivo das florestas plantadas, contudo, altera certas propriedades originais dos solos florestais, fazendo com que as diferenças entre estes e os solos destinados a agricultura tornem-se menos evidentes. Por exemplo, o corte raso das árvores, expondo o solo à insolação direta, provoca distúrbios na serapilheira aumentando a decomposição da matéria orgânica, aumentos, em curto prazo, na temperatura e umidade da superfície do solo, maior amplitude diária de temperatura e umidade, alterações no conteúdo de nutrientes, alterações na população microbiana e, a longo prazo, redução da produtividade da floresta.

A prática do corte raso, assim como as diversas atividades de preparo do solo (que mistura a serapilheira com a camada mineral do solo, aumentando a atividade microbiana e, conseqüentemente, a decomposição da matéria orgânica), e a fertilização (aumenta a taxa de decomposição da matéria orgânica por meio do efeito *priming*), exercem influência negativa em curto prazo sobre as características da superfície dos solos florestais, e estes tornam-se cada vez mais semelhantes aos solos agrícolas. No entanto, a maior parte das mudanças é relativamente temporária, persistindo somente até a cobertura florestal tornar-se novamente bem estabelecida. Com o desenvolvimento e fechamento das copas e da nova formação da camada de serapilheira, o solo adquire, novamente, muito das propriedades que o distinguem dos solos agrícolas, embora não mais atinjam o patamar original proporcionado pelas florestas nativas (Figura 3).

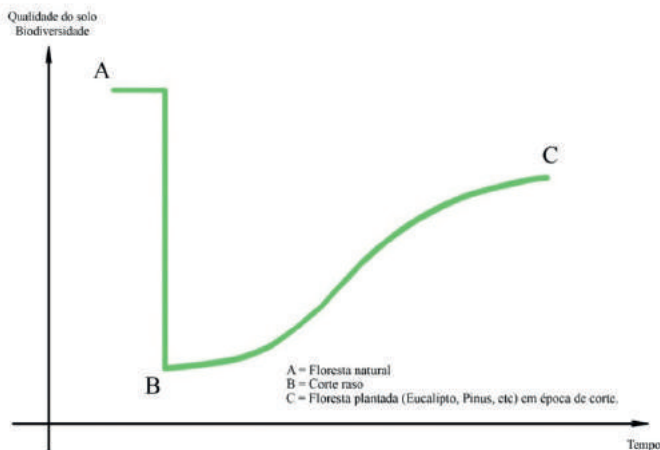


Figura 3. Biodiversidade e qualidade do solo em floresta nativa (A), após corte raso (B) e em floresta plantada (C).

Fonte: Os autores.

Estoque e distribuição de carbono em florestas

O armazenamento de carbono nos ecossistemas florestais envolve numerosos componentes, que incluem o carbono da biomassa vegetal e do solo. Esses ecossistemas, principalmente as florestas tropicais, temperadas e boreais, cobrem globalmente cerca de 4,1 bilhões de hectares e representam a maior reserva terrestre de carbono (Tabela 1) (Lal, 2005). De acordo com Mayer et al. (2020), os solos armazenam duas a três vezes mais carbono na forma orgânica do que o carbono existente na atmosfera, e supera, dessa forma, o carbono da biomassa das florestas da maioria das regiões climáticas da Terra (Figura 4).

Tabela 1. Estoques estimados de carbono na biomassa e no solo de biomas florestais sob climas tropical, temperado e boreal.

Bioma	Área	Quantidades globais de carbono			Estoque de carbono	
		Planta	Solo	Total	Planta	Solo
	Mha ¹	Pg ²			t C ha ⁻¹	
Floresta tropical	1,76	340	213	553	157	122
Floresta temperada	1,04	139	153	292	96	122
Floresta boreal	1,37	57	338	395	53	296
Total	4,17	536	704	1.240	-	-

¹Mha = milhões de hectares; ²Pg = Picogramas (=10⁶ g).

Fonte: Adaptado de Prentice (2001) [citado por Lal (2005)].

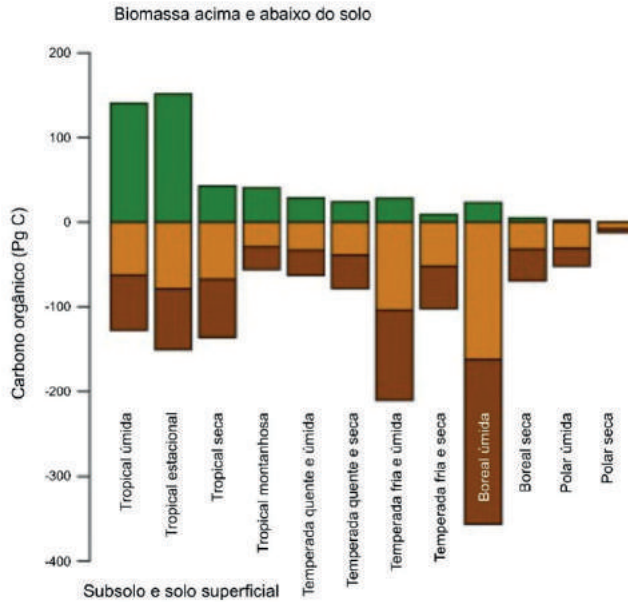


Figura 4. Estoques de carbono orgânico no subsolo (marron) e na superfície (laranja), e na biomassa acima e abaixo do solo (verde).

Fonte: Adaptado de Mayer et al. (2020)

Entretanto, o aumento da degradação das florestas pelo homem tem provocado uma grande preocupação nas autoridades mundiais quanto à sua influência nas mudanças climáticas, especialmente com relação ao aumento da concentração de CO_2 atmosférico. Por outro lado, estudos recentes de Cook-Paton et al. (2020) indicam que uma forma de aumentar a velocidade de retirada de CO_2 do ar e reduzir os efeitos dos gases de efeito estufa é a regeneração natural das florestas nativas que podem absorver, em média, 32% a mais de CO_2 do ar (podendo chegar a 50% para as florestas tropicais) em relação ao valor estimado inicialmente pelo IPCC (Suarez et al., 2019); isto sem contar com os 30% que já retiram normalmente. Esses valores são bem maiores quando se trata de florestas plantadas, por exemplo, o estoque de carbono (C) numa floresta de *Eucalyptus grandis* com seis anos de idade no Brasil pode variar de 85 a 121 Mg C ha^{-1} considerando componentes da árvore acima e abaixo do solo, serapilheira e os tocos da rotação anterior, com exceção da matéria orgânica do solo, em função de um gradiente de produtividade devido aos diferentes solos e clones (Campoe et al., 2012).

Em termos de florestas nativas do Brasil, as florestas mais densas, como a Mata Atlântica e a Amazônia, contêm maior proporção de carbono total do ecossistema em biomassa acima do solo em comparação com os ecossistemas agrícolas e de vegetação com estrutura predominantemente herbácea e arbustiva. Essas formações herbáceas e arbustivas como Campo sujo e Campo limpo, do bioma Cerrado, normalmente armazenam mais C no solo (entre 248 e 297 t C ha⁻¹, até 2 m de profundidade) do que ecossistemas com maior presença de espécies com porte arbóreo, como a estrutura fitofisionômica de Cerradão (190 e 231 t C ha⁻¹, até 2 m de profundidade) (Brossard et al., 1997; Lardy et al., 2002; Batlle-Bayer et al., 2010). Por outro lado, o Cerrado típico e o Cerradão apresentam maiores estoques de C na biomassa acima da superfície do solo, na comparação com as fitofisionomias arbustivas e herbáceas (Tabela 2). As savanas florestais do Cerrado têm uma menor quantidade de C fixado na biomassa acima do solo quando comparada com os biomas florestais na Amazônia (290-435 t C ha⁻¹) (Kauffman et al., 1995) e Mata Atlântica (94-127 t C ha⁻¹) (Vieira et al., 2011).

A respeito do carbono da biomassa presente abaixo da superfície do solo (raízes), os Campos apresentam valores similares aos observados nas formações como Cerrado *sensu stricto* e Cerradão, enquanto as Matas de Galeria têm biomassa abaixo do solo semelhante à da Mata Atlântica (Tabela 2). Apesar de apresentar estoques menores de C orgânico do solo, quando comparados com os Campos sujos e limpos, mesmo em solos semelhantes, uma característica extremamente interessante dos ecossistemas típicos de Cerrado é que até 85% de todo C presente nesse ambiente está localizado no solo e na biomassa presente abaixo da superfície do solo (Bustamante et al., 2006). Essa dinâmica é regulada por fluxos e balanços, muito além da produtividade primária do ecossistema e de remoções em função da produção em áreas manejadas (Figura 5).

Tabela 2. Distribuição de carbono em biomassa acima do solo (BAcS), biomassa abaixo do solo (BAbs; raízes), serapilheira e solo em ecossistemas nativos e plantados

Tipo de ecossistema	Biomassa acima do solo		Biomassa abaixo do solo		Serapilheira		Solo até 1 m ¹		REFERÊNCIAS
	Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.	
t C ha⁻¹									
Nativo									
Campo fechado ²	0,7	17,7	8,2	15,1	0,3	1,0	185,0	207,0	BAcS: Barbosa e Fearnside (2005); Bustamante e Ferreira (2010) (Max) BAbs: Batlle-Bayer et al. (2010) (Min); Castro e Kauffman (1998) (Max) ³ Serapilheira: Castro e Kauffman (1998) Solo: Batlle-Bayer et al. (2010)
Cerrado <i>sensu stricto</i>	4,4	29,4	15,2	26,5	1,7	13,5	75,6	414,4	BAcS: Batlle-Bayer et al. (2010) (Min); Castro e Kauffman (1998) (Max) ³ BAbs: Batlle-Bayer et al. (2010) (Min); Castro e Kauffman (1998) (Max) ³ Serapilheira: Castro e Kauffman (1998) (Min); Zinn et al. (2002) (Max) Solo: Maquere et al. (2008) (Min); Tonucci et al. (2011) (Max)
Cerradão	16,4	68,2	4,4	10,8	2,3	8,8	90,5	148,0	BAcS: Morais et al. (2013) BAbs: Morais et al. (2013) Serapilheira: Morais et al. (2013) Solo: Morais et al. (2013) (Min); Lardy et al. (2002) (Max)
Mata de galeria	64,4	16,1	30,8	1,2	110,7	300,0			BAcS: Delitti e Burger (2000) BAbs: Miteva et al. (2014) Serapilheira: Delitti e Burger (2000) Solo: Delitti e Burger (2000) (Min); Lardy et al. (2002) (Max, 0-2 m prof.) ⁴
Mata Atlântica ⁵	94,0	127,0	19,4	28,3	2,6	4,0	187,0	281,0	Vieira et al. (2011)
Floresta plantada									
Eucalipto ⁶	31,2	70,5	3,8	12,8	4,6	13,9	93,1	413,8	BAcS: Ryan et al. (2010) BAbs: Ryan et al. (2010) Serapilheira: Maquere et al. (2008) (Min); Zinn et al. (2002) (Max) Solo: Maquere et al. (2008) (Min); Tonucci et al. (2011) (Max)

¹Todos os estoques de carbono orgânico do solo até 1 m profundidade, a menos que indicado de outra forma, em que estão incluídos o horizonte O. ²A denominação "Campo" inclui todos os ecotipos do Cerrado com cobertura de árvores <15%, especificamente Campo cerrado (2% - 15% de cobertura de árvores), Campo sujo (savana aberta) e Campo limpo (pastagens). ³Estoque de biomassa convertido em carbono usando fator de conversão de 0,5. ⁴Aproximadamente 60% do SOC estava no intervalo de 0-1 m. ⁵Além disso, a biomassa morta acima do solo (resíduos, detritos lenhosos grosseiros e serapilheira) foi de 22-34 Mg C/ha. ⁶Valores médios de plantações de 3 a 5 anos.

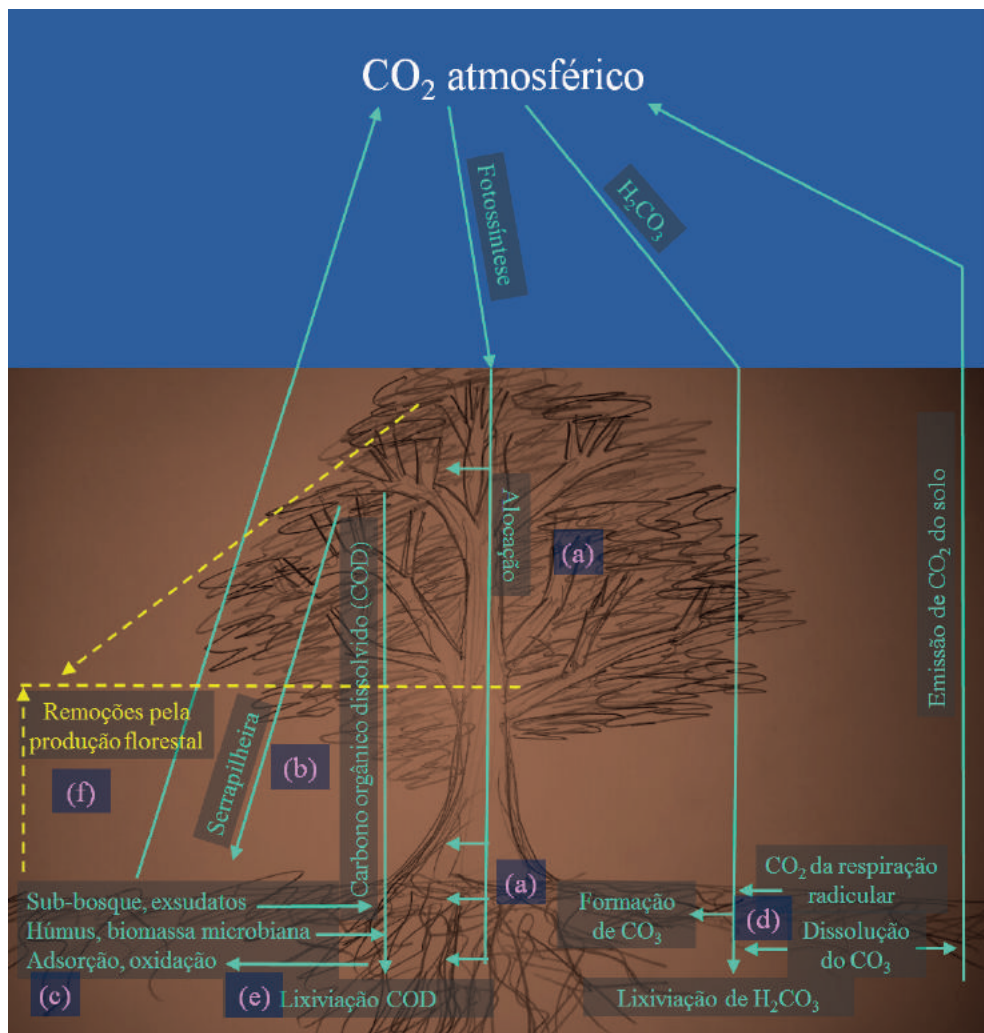


Figura 5. Ciclo do carbono em solos profundos: (a) alocação de carbono pela fotossíntese; (b) qualidade da serrapilheira e do carbono orgânico dissolvido; (c) variações ambientais da decomposição da matéria orgânica do solo; (d) integração solo-planta-atmosfera no ciclo do carbonato/bicarbonato/ CO_2 ; (e) carbono orgânico dissolvido que pode alcançar maior profundidade no solo, ou ser adsorvido, ou metabolizado; e (f) remoção da produção florestal com impacto na qualidade do carbono orgânico dissolvido e taxa de decomposição da matéria orgânica.

Fonte: Adaptado de Harrison et al. (2011).

As plantações de eucalipto com idades entre 3 e 5 anos tem estoques de C na biomassa, tanto acima quanto abaixo da superfície do solo, semelhantes aos encontrados no Cerradão (Tabela 1) (Ryan et al., 2010). Esses povoamentos

também apresentam valores similares de C no solo quando comparados com a fitofisionomia típica de cerrado. Por exemplo, Tonucci et al. (2011) observaram altos valores de C orgânico no solo em suas áreas de estudo e não identificaram diferenças significativas entre as plantações de *Eucalyptus* e áreas naturais de Cerrado *sensu stricto* (estoques médios até 1 m de profundidade iguais a 413,8 e 414,4 t C ha⁻¹, respectivamente.). Por outro lado, Marquere et al. (2008) observaram maiores estoques de C em solo sob plantação de *Eucalyptus saligna*, na comparação com fragmentos de Cerrado *sensu stricto* (93,1 e 75,6 t C ha⁻¹, respectivamente, para a camada até 1 m de profundidade). Obviamente, quando se compara resultados de plantações com áreas naturais, as diferenças podem variar de acordo com alguns fatores como as espécies escolhidas para o plantio e as condições edafoclimáticas de cada sítio. Por exemplo, Zinn et al. (2002) notaram perdas de 11 t C ha⁻¹ em plantações de *Pinus* e de 9 t C ha⁻¹ em áreas com *Eucalyptus*, ao comparar com resultados encontrados em vegetação de Cerrado *sensu stricto*.

No geral, seja em ecossistema manejado ou natural, o solo representa o principal compartimento de C no ambiente florestal, seguido pela biomassa acima do solo, biomassa abaixo do solo e, por último, a serapilheira. Alguns resíduos lenhosos mortos podem conter um estoque de C considerável, no entanto, poucos são os estudos que apresentam esses valores. Dentre os poucos estudos disponíveis, pode-se mencionar o de Vieira et al. (2011), que cita de 22 a 34 t C ha⁻¹ nos resíduos lenhosos mortos. Um valor mais geral para o C na biomassa morta, estimado para florestas tropicais e subtropicais na América do Sul, é que esta seria equivalente a 9,1% da biomassa viva acima do solo (Houghton et al., 2001).

O horizonte O (serapilheira) representa o menor estoque de C em ecossistemas florestais, embora tenha efeitos críticos a respeito da resiliência da formação florestal e sob as condições do solo. Em pastagens com pequenos arbustos ou herbáceas, o horizonte O é insignificante ou até ausente (Tabela 2). Num fragmento florestal de Cerradão, Morais et al. (2013) estimaram a presença de 5,4 t C ha⁻¹ na serapilheira, enquanto Delitti e Burguer (2000) quantificaram em 1,2 t C ha⁻¹ para florestas de galeria. Nas plantações florestais, existe um acúmulo relativamente mais rápido desse material quando comparado com os ecossistemas nativos, embora possa existir diferenças substanciais no acúmulo de serapilheira, a depender das espécies utilizadas e do manejo proposto. Zinn et al. (2002) observaram acúmulo de C no horizonte O (37,7 t C ha⁻¹) em plantio de *Pinus caribaea* var. *hondurensis*. No entanto, foi observado um acúmulo menor em plantações utilizando a espécie *Eucalyptus camaldulensis* (7,6 Mg C ha⁻¹).

Fatores edafoclimáticos que afetam a decomposição da matéria orgânica do solo

Os plantios clonais atuais de eucalipto estão entre as florestas mais produtivas do mundo, com a intensificação da silvicultura e do melhoramento genético dobrando o incremento médio anual nas últimas quatro décadas (Campoe et al., 2020). Projetos como BEPP, TECHS e EUCFLUX, que envolvem pesquisadores de diversas instituições e países, são os grandes responsáveis pela avaliação e evolução dos plantios de eucalipto nos últimos anos, com avaliações ecofisiológicas de múltiplos clones nas suas interações solo-planta-atmosfera. Os resultados desses estudos cada vez mais mostram essas interações e como afetam o acúmulo ou perda de C na planta e solo.

A composição da serapilheira que se acumula sobre o solo depende significativamente do material submetido ao processo, ou seja, da espécie ou clone plantados. A sua decomposição obviamente depende, dentre outros fatores, da composição do material. Se na composição do material estiverem presentes todos os nutrientes necessários para que os organismos do solo completem seus ciclos de vida, atendendo suas demandas nutricionais de maneira satisfatória, o processo de decomposição terá sua continuidade garantida. De outra forma, o nutriente limitante poderá ser imobilizado a partir do solo, para continuidade do processo biológico em taxas provavelmente inferiores, ou no caso de indisponibilidade no solo, a decomposição ocorrerá com forte restrição a baixas taxas. Além da composição do material, existem outros fatores no ambiente que regulam o processo de degradação da matéria orgânica. Condições como umidade, aeração e temperatura devem ser favoráveis aos microrganismos decompositores, de forma a garantir a continuidade do processo. Todas essas condições são criadas pelo clima (precipitação, temperatura, grau de insolação, e outros), em interação com características do solo.

No manejo das plantações florestais brasileiras, a textura é um dos principais atributos do solo que determina a produtividade do local, pois tem impacto na retenção e disponibilidade de nutrientes, e na capacidade de retenção e disponibilidade da água. Em muitas áreas do Brasil, a agricultura compete com a silvicultura por terra para plantio. Nesses casos, numa mesma região, a produção florestal fica alocada em áreas de solos mais grosseiros, ou seja, de textura mais arenosa. Essas plantações florestais, predominantemente em solos de textura média a arenosa, geralmente apresentam baixos teores de matéria orgânica e, conseqüentemente, menor capacidade de retenção de água e nutrientes. Os solos mais argilosos tendem a apresentar maiores teores de matéria orgânica, no geral, pois as partículas de argila normalmente podem formar complexos compostos organominerais. Isso desempenha um papel central na estabilidade dos teores de C orgânico do solo (Oades, 1988; Six et al., 2002).

A textura do solo é um fator importante na decomposição e no aumento do acúmulo de matéria orgânica do solo, principalmente considerando as interações com as práticas de manejo adotadas. Wan et al. (2018) compararam as diferenças do C do solo entre dois regimes de manejo de resíduos de colheita (permanência do resíduo vs retirada do resíduo). Nesse estudo, a retirada do resíduo mostrou um ganho menor de C em solos com teores de argila mais altos, uma vez que a argila pode aumentar as taxas de respiração do solo.

O pH do solo é outro fator que influencia as taxas de decomposição da matéria orgânica. Em baixos valores de pH, os microrganismos têm sua atividade de degradação biológica reduzida, especialmente no caso das bactérias (Krishna; Mohan, 2017). Estudos recentes sobre a influência dos macro e microrganismos na decomposição da matéria orgânica dos solos florestais estão sendo realizados, mas ainda existem lacunas a serem desvendadas (Prescott; Vesterdal, 2021).

Em relação à temperatura do solo, a maioria dos microrganismos tem sua atividade interrompida a temperaturas muito baixas, o que leva à menor degradação da matéria orgânica do solo. A partir dessa condição, as taxas de mineralização dobram ou até triplicam a cada aumento de 10 °C. No entanto, em temperaturas extremamente altas a atividade microbiana é interrompida rapidamente. Quanto a umidade, à medida que o conteúdo de água no solo aumenta, as taxas de mineralização tendem a aumentar de maneira linear; porém, em condições encharcadas ou alagadas, essa atividade microbiana tende a diminuir pelo déficit de oxigênio causado (Basile-Doelsch et al., 2020).

A precipitação pluviométrica é um fator relevante na respiração do solo e na dinâmica de carbono. Berthrong et al. (2012) e Ecclesia et al. (2012) observaram em estudos sobre o estoque de C orgânico, em diferentes ecossistemas, que a precipitação superior a 1.200 mm aumenta as perdas de C e N no solo em plantações de eucalipto na América do Sul, quando comparadas com áreas com menor precipitação. Isso foi atribuído às maiores taxas de decomposição, que foram diretamente influenciadas pela maior umidade do solo.

Estudos sobre as interações entre as variáveis ambientais e as florestas foram realizados por Switzer e Nelson (1972) e relatados por Laclau et al. (2010), que identificaram três subciclos no processo de ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais (Figura 6): o ciclo geoquímico, que engloba as relações de entrada e saída dos nutrientes (deposição atmosférica, intemperismo mineral e perdas por lixiviação); o ciclo biogeoquímico, que engloba as relações solo-planta (absorção e restituição de nutrientes pelas árvores); e o ciclo bioquímico (retranslocação interna de nutrientes dentro nas árvores).

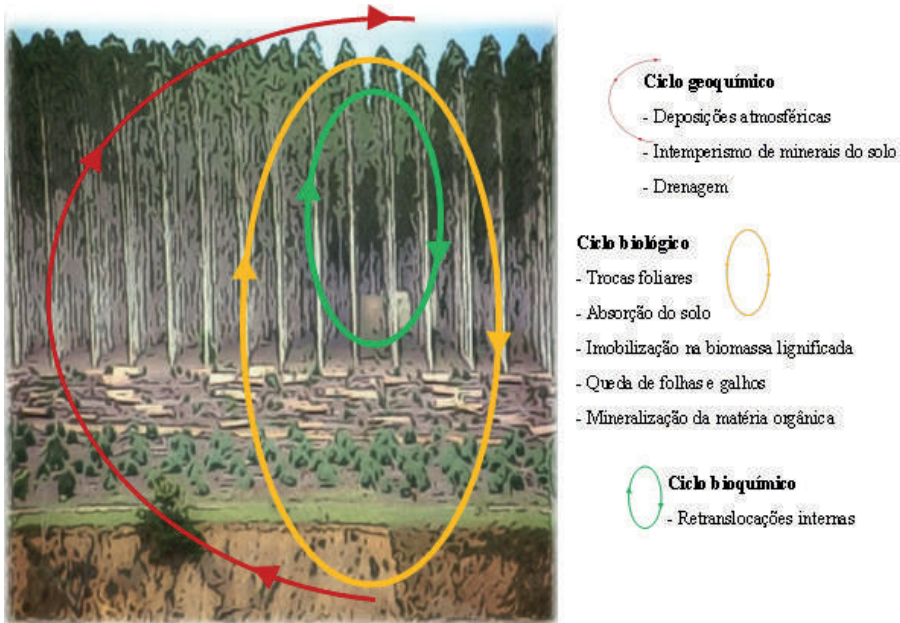


Figura 6. Ciclagem biogeoquímica de nutrientes em florestas plantadas.

Fonte: Adaptado de Laclau (1991).

O ciclo biogeoquímico num ecossistema florestal é complexo e a disponibilidade de nutrientes depende da interrelação entre os fatores como deposição atmosférica, troca de cátions, intemperismo mineral e mineralização da matéria orgânica do solo, além das perdas por lixiviação e imobilização. Esse ciclo, exclusivo de florestas plantadas e nativas, influencia diretamente no acúmulo de matéria orgânica e nutrientes do solo e, conseqüentemente, na fertilidade dos solos florestais e no manejo da sua fertilidade para fins de adubação. A falta de conhecimento desses processos envolvidos pode levar a erros nos cálculos das quantidades de fertilizantes necessárias para uma boa produtividade (Laclau et al., 2010). A compreensão do processo de decomposição da matéria orgânica do solo é fundamental para entender o estado geral, as mudanças e a importância das plantações florestais brasileiras, que incluem a fertilidade do solo, o estado hídrico, o potencial de degradação e os impactos no ambiente.

A decomposição da matéria orgânica envolve processos de natureza física, química e biológica, responsáveis pela redução do tamanho dos fragmentos e partículas na serapilheira e restos de raízes, bem como alteração da composição do material em função de quebras e sínteses (Barlow et al., 2007). Alterações químicas importantes ocorrem à medida em que os organismos do solo usam a matéria orgânica como substrato energético, ou de C para seu metabolismo.

Apesar da possibilidade temporária de imobilização na biomassa microbiana e consequente indisponibilidade de alguns nutrientes, o balanço final do processo tende a ser favorável à mineralização e ao incremento de disponibilidade dos nutrientes no solo. Nesse processo, parte do material orgânico é oxidado até CO_2 , que é liberado para a atmosfera e deve ser contabilizado nos balanços de C para mitigação das mudanças climáticas, uma vez que este ao retornar para a atmosfera não está passível de sequestro no solo (naquele momento).

Os fungos e as bactérias são geralmente os decompositores predominantes nas florestas brasileiras (Chambers et al., 2000). Neste ambiente, existem cerca de 90-100 milhões de bactérias e cerca de 200.000 fungos por grama de solo, com a maioria destes localizados próximos das raízes das árvores (Glick, 2018). Entretanto, outros organismos, particularmente formigas, cupins e pequenos insetos, também contribuem no processo de decomposição e, às vezes, a contribuição é substancial (Krishna; Mohan, 2017; Prescott; Vesterdal, 2021).

A decomposição da serapilheira tem papel fundamental no estoque de nutrientes dos ecossistemas florestais. Sua lenta decomposição resulta na construção do estoque de matéria orgânica e nutrientes no solo. Por outro lado, sua rápida decomposição responde pela liberação de nutrientes para atendimento das demandas nutricionais das árvores. Entretanto, para sequestrar mais C pelo solo não é necessário reduzir a velocidade de decomposição, mas sim aumentar a transformação da serapilheira em húmus, o que é conseguido pela adição de fertilizante nitrogenado e o uso de espécies fixadoras de N (Prescott, 2010).

Os fatores climáticos como a temperatura, a precipitação e as variações estacionais podem influenciar os macro e microrganismos do solo, com reflexos na taxa de decomposição da matéria orgânica (Krishna; Mohan, 2017) (Figura 7).

A maior parte da matéria orgânica dos solos das florestas plantadas provém da vegetação (queda de folhas, galhos etc.) que é depositada na superfície do solo, na forma de serapilheira. Este material orgânico, proveniente da ciclagem de nutrientes que se inicia após o fechamento das copas, afeta consideravelmente a fertilidade do solo e a produtividade da floresta (Rocha et al., 2016ab), influenciando, também, na adubação a ser realizada nos plantios. Por exemplo, a baixa ou nenhuma resposta do eucalipto à adubação nitrogenada após 1 a 1,5 ano de idade se deve à presença da serapilheira e a ciclagem de nutrientes que se inicia a partir da sua decomposição. Portanto, a recomendação de adubação em plantios florestais comerciais deve considerar essa influência da ciclagem de nutrientes e formação da serapilheira, o que torna a atividade bastante complexa e desafiadora. A magnitude de valores dos nutrientes liberada pela decomposição dos resíduos de colheita em plantios de eucalipto em Kondi, Congo e em Itatinga, SP, Brasil (Laclau et al., 2010) é apresentada na Tabela 3.

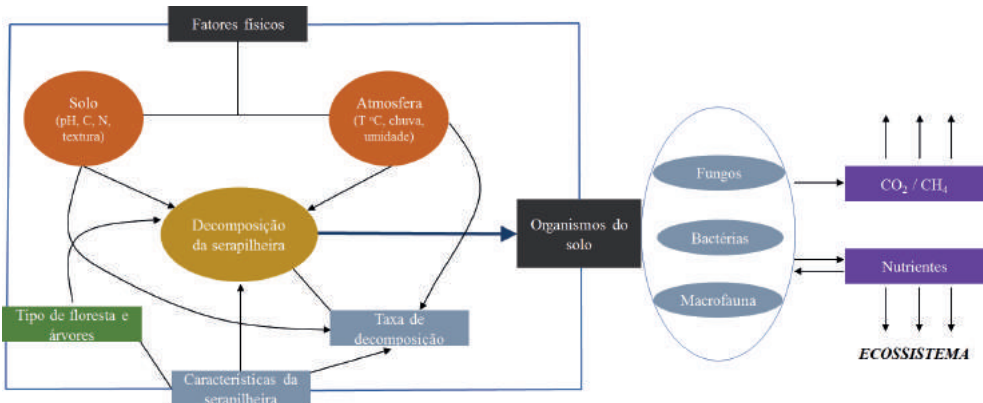


Figura 7. Diagrama da representação dos fatores que afetam a decomposição da serapilheira, influenciados pelos fatores físico-químicos e biológicos, os quais são governados pelo clima e tipo de floresta.

Fonte: Adaptado de Krishna e Mohan (2017).

Tabela 3. Quantidade de nutrientes liberados na decomposição dos resíduos de colheita em Kondi, Congo e Itatinga, Brasil (Laclau et al., 2010).

Meses após a colheita	Itatinga			Kondi		
	N	P	K	N	P	K
	kg ha⁻¹ ano⁻¹					
0 - 6	2,0	2,7	12,9	27,2	18,3	37,2
6 - 12	45,9	2,8	6,3	65,0	7,2	16,4
0 - 12	47,9	5,5	19,2	92,3	25,6	53,6
12 - 24	47,4	0,7	0,1	-	-	-

De acordo com Laclau et al. (2010), a similaridade da ciclagem biogeoquímica de nutrientes entre os dois locais evidencia os fatores-chave da sustentabilidade nos plantios de eucalipto: matéria orgânica, que é o componente de maior importância da fertilidade em solos altamente intemperizados, e as práticas silviculturais adequadas para evitar distúrbios na dinâmica da matéria orgânica. Esses dois fatores são os principais agentes preservados quando se utiliza o cultivo mínimo do solo como prática de preparo de solo em plantios florestais homogêneos.

Influência do manejo florestal no acúmulo ou perda de matéria orgânica

No cultivo de espécies florestais, as fontes de matéria orgânica para o solo incluem as estruturas do dossel que secam e caem ao longo da rotação, ou que são deixados após a colheita, que ficam depositadas na superfície do solo, como os galhos, folhas e cascas, além de materiais como tocos (oriundos de rotações anteriores), raízes finas e grossas e organismos do solo. De maneira geral, para que os níveis de matéria orgânica aumentem, a entrada de material oriundo das fontes deve exceder as saídas, principalmente via decomposição, pois, em caso contrário, poderão ocorrer perdas de material orgânico.

No Brasil, diante da alta produtividade dos plantios florestais, normalmente o objetivo do manejo é remover a biomassa das árvores por meio da colheita em intervalos de tempo regulares, normalmente de 6-7 anos para o eucalipto e 15-20 anos para o pinus. Estas remoções podem ser de parte da biomassa florestal acima do solo, como por exemplo a extração apenas do tronco que é levado para processamento na fábrica e, com isso, deixa os resíduos (galhos, folhas e cascas) sobre o solo, o chamado “cultivo mínimo do solo”, até sistemas que removem quase todo o material orgânico das árvores, que são usados para a produção de energia nas fábricas (Wan et al., 2018). Existem evidências de que os sistemas de colheita de árvores inteiras ou completas levam a estoques de C no solo significativamente mais baixos, em comparação com sistemas que privilegiam a permanência de parte da biomassa no solo, expondo assim a relação entre a perda de matéria orgânica e as escolhas de manejo e colheita florestal (Nave et al., 2010; Achat et al., 2015; Foote et al., 2015; James; Harrison, 2016; Wan et al., 2018, Mayer et al., 2020).

Até o final de 1988, as empresas florestais brasileiras realizavam o corte raso de suas florestas, especialmente eucalipto e pinus, retiravam a madeira e a transportavam para a fábrica. A biomassa residual na área (folhas e galhos, principalmente) era queimada para a limpeza do terreno, visando facilitar a entrada de máquinas para o preparo do solo e novo plantio. Com essa prática, boa parte da serapilheira acumulada durante todo o ciclo da cultura era perdida, representando uma quebra na entrada de material passível de ser estabilizado, como húmus, e um impacto negativo na ciclagem de nutrientes devido a rápida disponibilização dos nutrientes pelo fogo, porém sem plantas no terreno para a absorção destes.

Com a proibição da queima para limpeza na área florestal no estado de São Paulo em 1988, e a preocupação em reduzir custos de implantação e aumentar a sustentabilidade do sistema, as grandes empresas desenvolveram novas formas de plantio com a presença da biomassa residual sobre o solo.

Esta ação foi tema de um evento realizado com as maiores empresas florestais e pesquisadores do Brasil em Curitiba, PR (Seminário Sobre Cultivo Mínimo do Solo em Florestas, 1995), que norteou as pesquisas para utilização de novos equipamentos e práticas de manejo.

Atualmente, o sistema de cultivo mínimo do solo na área florestal (Figura 8) propõe a manutenção de todos os resíduos florestais (serapilheira e restos vegetais da colheita) sobre o solo, e dessa forma realiza um “preparo” do solo nas linhas ou nas covas de plantio. Quando na linha de plantio, é realizada uma subsolagem até 30-40 cm de profundidade, dependendo do tipo e grau de compactação do solo, em que, ao mesmo tempo, se usa um rastelo ou limpa-trilho para afastar os resíduos vegetais da linha de plantio; nessa mesma operação se faz a adubação na linha de plantio e, muitas vezes, a aplicação de herbicidas pré e/ou pós-emergente. O uso exclusivo de coveamento manual para o plantio das mudas ocorre nas áreas em que o declive do terreno é acima de 30% e há impedimento para a subsolagem mecânica (Gonçalves et al., 2000; Gonçalves, 2009).

Foto: Iraê Amaral Guerrini



Figura 8. Cultivo mínimo do solo na área florestal, em plantio de eucalipto.

O menor revolvimento do solo no sistema de cultivo mínimo e a manutenção dos resíduos florestais sobre o solo faz com que o plantio de espécies florestais no Brasil seja o mais sustentável do mundo, o que faz reduzir a exportação dos nutrientes, reduzir ou eliminar a erosão, manter a alta produtividade, e sem provocar a poluição do ar pela queima dos resíduos. A manutenção dos resíduos de colheita aumenta em 40% a produtividade do eucalipto em relação a sua retirada total (Gonçalves et al., 2014). Esse manejo interfere na quantidade e composição química da matéria orgânica do solo estabilizada no local, na medida em que um novo equilíbrio dinâmico é alcançado (Figura 9). A remoção de maiores quantidades de material orgânico pode alterar o conteúdo da matéria orgânica do solo em termos nutricionais, e diminuir para os futuros plantios o potencial de fornecimento de nutrientes a partir da mineralização da matéria orgânica (Goya et al., 2008).

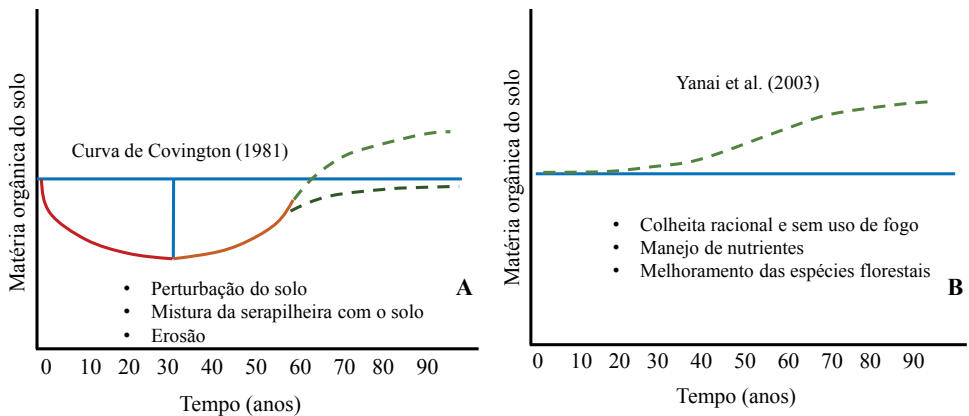


Figura 9. Esquema que demonstra os efeitos do corte e da colheita da madeira no estoque de carbono orgânico do solo: (A) com revolvimento do solo e mistura da serapilheira na camada superficial; e (B) sem revolvimento do solo e com adoção de práticas de manejo sustentáveis.

Fonte: Adaptado de Lal (2005).

Outros fatores do manejo também contribuem para o aumento ou não da deposição e permanência de material orgânico sobre o solo e, conseqüentemente, influenciam o conteúdo e velocidade de decomposição do material, tais como: as espécies utilizadas no plantio, o ciclo de corte estabelecido, o manejo silvicultural escolhido (espaçamento, fertilização etc.), entre outras atividades (Figura 10).



Figura 10. Práticas de manejo que afetam os estoques de carbono orgânico nos solos florestais, acometendo, consequentemente, o acúmulo de matéria orgânica.

Fonte: Adaptado de Mayer et al. (2020).

Estudos sobre o efeito de diferentes espaçamentos no armazenamento e partição de C em diferentes espécies florestais (*Eucalyptus grandis*, *Mimosa scabrella* e *Ateleia glazioviana*), Schwerz et al. (2020) concluíram que os gestores florestais podem acelerar a produção de biomassa e, portanto, aumentar o armazenamento de carbono com o uso espaçamentos de plantio menores do que o padrão atual adotado pela maioria dos produtores, que é de 3,0 x 2,0 m. A recomendação de espaçamentos para a intensificação de ganhos de carbono no solo sob plantio de *Eucalyptus grandis* e *Mimosa scabrella* é de 2,0 x 1,5 m e 2,0 x 1,0 m, respectivamente.

Numa vasta revisão a respeito da influência das atividades de manejo florestal nos estoques de C do solo, demonstrou-se que a instalação de plantios florestais em locais em que existiam culturas agrícolas, normalmente, resulta em aumento de matéria orgânica a longo prazo (Mayer et al., 2020). Entre outras considerações, os autores concluíram que as atividades convencionais de preparo de solo que são realizadas antes do plantio podem diminuir, em curto prazo, o estoque original de C no solo; mas a longo prazo, a melhora no crescimento das plantas causada pela operação pode superar as perdas iniciais (Figura 9a).

A utilização de fertilizantes, particularmente dos nitrogenados, também tende a trazer efeitos positivos no acúmulo de matéria orgânica do solo, assim como a utilização de espécies fixadoras desse mesmo nutriente (Mayer et al., 2020).

Em experimento envolvendo a mistura de árvores de eucalipto (*Eucalyptus grandis*) e acácia (*Acacia mangium*), Laclau et al. (2013) constataram que a produção de biomassa de raiz fina, até 2 m de profundidade, foi 27% maior no tratamento com 50% dos indivíduos de cada espécie, em comparação com os plantios puros de eucalipto ou acácia, o que indica o maior potencial para acúmulo de matéria orgânica em profundidade no solo quando se usa o consórcio de espécies no talhão.

A utilização de fertilizantes orgânicos é também um fator importante para o aumento do teor de matéria orgânica do solo, principalmente ao considerar o contexto brasileiro, em que a maioria dos solos utilizados para plantios florestais tendem a ter textura arenosa e, por consequência, com baixos teores de matéria orgânica.

Estratégias para aumentar a matéria orgânica em solos florestais (sequestro de carbono)

A matéria orgânica do solo é o maior reservatório de C nos ecossistemas terrestres e quase a metade do C orgânico está estocado nos solos florestais (Mayer et al., 2020; Rumpel; Chabbi, 2021). As diversas atividades de manejo florestal afetam a incorporação ou liberação do C e, com isso, influenciam os estoques do solo (Mayer et al., 2020). A manutenção ou aumento global dos estoques de C do solo é desejável não só pelas funções intrínsecas exercidas no solo e para a produtividade agrícola, mas também pelo seu papel nos diversos serviços ecossistêmicos fornecidos por uma agricultura sustentável e como estratégia para mitigação das mudanças climáticas (Lal, 2004; Rumpel; Chabbi, 2021). De acordo com Chabbi et al. (2017), cerca 24% dos solos aráveis do mundo são considerados degradados, e por isso há a necessidade de aumentar os teores de C orgânico para a sua reabilitação, além de ajudar no combate às mudanças climáticas (Yang et al., 2020).

O manejo florestal tem potencial de aumentar os estoques de C terrestres (Jandl et al., 2007) e uma das formas, como já foi comentado anteriormente, é utilizar o cultivo mínimo do solo no plantio de espécies florestais. Em adição ao manejo de uma silvicultura sustentável, a intensificação do uso de resíduos orgânicos reciclados como parte de uma economia circular, segundo Chabbi et al. (2017), pode ser uma estratégia promissora para o aumento do sequestro de C orgânico pelo solo. Essa foi uma proposta realizada pelo governo da França durante a COP 21 em Paris, em 2015, chamada “4 por mil”, a qual teve como

objetivo propor, por ação voluntária dos agricultores, aumentar o conteúdo de C orgânico dos solos do mundo todo em 0,4% ao ano até a profundidade de 40 cm. Segundo Lal (2016), a estratégia é promover o sequestro de C pelo solo por meio de várias práticas de manejo sustentáveis, como uso da agricultura conservacionista, cobertura morta, sistemas agroflorestais (Figura 11), e, além disso, pelo uso de resíduos orgânicos reciclados em solos agrícolas (Gibson et al., 2002; Chabbi et al., 2017).

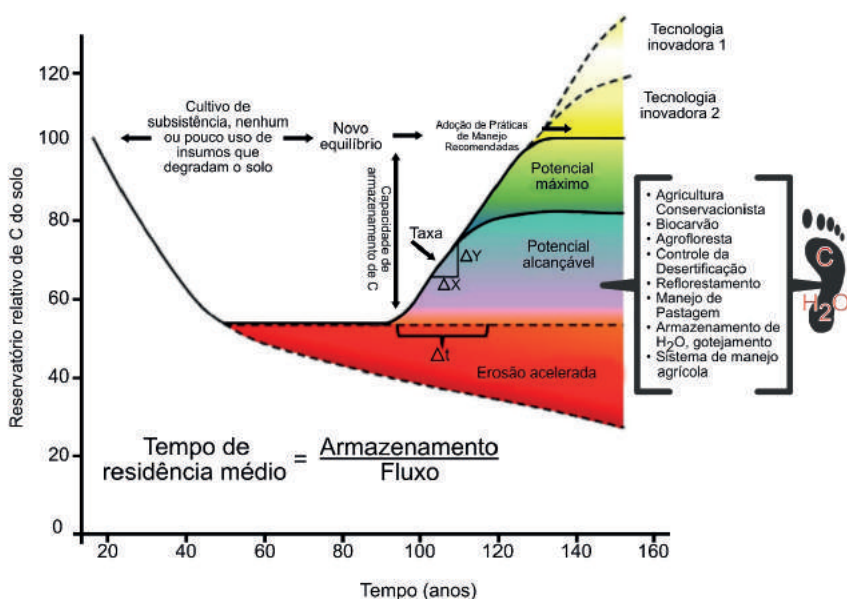


Figura 11. Efeitos das mudanças e manejo de uso da terra sobre o estoque e dinâmica do carbono (C) do solo (práticas de manejo recomendadas para promover o sequestro de C: agricultura conservacionista, culturas de cobertura, agrofloresta, biocarvão, pastagem melhorada e recuperação de áreas degradadas).

Fonte: Adaptado de Lal (2016).

A reciclagem de resíduos orgânicos urbanos e industriais em solos florestais e agrícolas é uma das formas mais adequadas e inteligentes de “descarte” desses resíduos, uma vez que, além dessas áreas serem enormes, são áreas de solos tropicais e, portanto, pobres em matéria orgânica e nutrientes (Guerrini, 2014). Portanto, o uso desses resíduos em solos tropicais é uma forma de aumentar a fertilidade dos solos e a produtividade das culturas. Além disso, é a prática agrícola mais fácil e rápida de sequestrar C pelo solo. Segundo

Lal (2018), os solos aráveis de todo o mundo ainda apresentam um potencial técnico de sequestro de C que varia de 1,45 a 3,44 bilhões de t C por ano (média de 2,45), que representa 25% do potencial das soluções de combate às mudanças climáticas naturais (Bossio et al., 2020). A forma como acontece o sequestro do C presente nos resíduos/fertilizantes orgânicos pelo solo é apresentada na Figura 12.

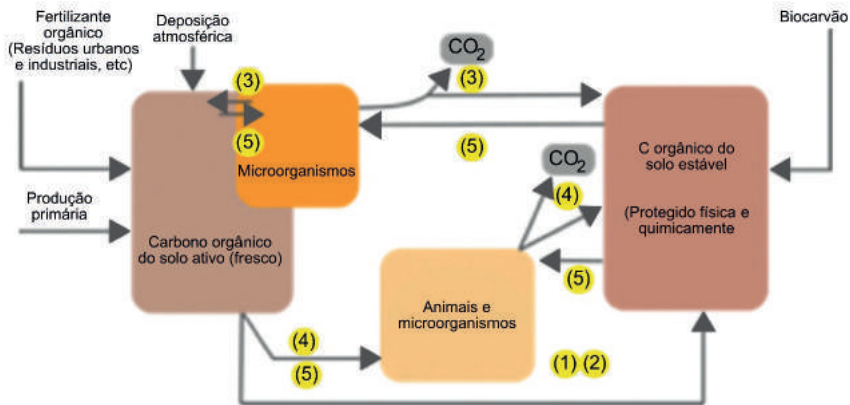


Figura 12. Como o carbono é sequestrado pelo solo: (1,2) os restos de raízes e caules são transformados em matéria orgânica do solo (MOS); (3) os microrganismos respiram e incorporam compostos de C e sua biomassa pode se tornar parte do reservatório da MOS; (4) as plantas são ingeridas pelos animais e os resíduos são transferidos para o reservatório de MOS; (5) os microrganismos e animais do solo são incorporados na MOS e formam nova biomassa.

Fonte: Adaptado de Insam et al. (2018).

A aplicação desses resíduos, especificamente em solos de florestas plantadas (eucaliptos e pinus), tem vantagens adicionais em relação aos solos de agricultura, pelo fato de não se usar essas culturas para alimentação humana, ocorrer impedimento do escoamento superficial pela presença da serapilheira, e consequente aumento da infiltração, além de outras vantagens apresentadas por Harrison et al. (2003). Os resíduos urbanos mais utilizados na área florestal são o composto de lixo urbano e, principalmente, o lodo de esgoto. O composto de lixo urbano é um material que tem sido muito pesquisado como substrato alternativo (como componente orgânico) para produção de mudas em viveiros florestais. Sua aplicação como fertilizante orgânico em plantios florestais apresenta resultados excelentes, tanto na fertilidade do solo como na produtividade das espécies (Rodrigues; Guerrini, 2009), além de aumentar os

teores de C do solo (Silva et al., 2002; Meena et al., 2019). O grande problema do uso do composto de lixo urbano nas áreas agrícola e florestal no Brasil é a falta da separação do lixo pelas prefeituras para se realizar a compostagem da parte orgânica.

O lodo de esgoto e sua forma compostada foram bastante testadas como substrato para produção de mudas (Silva et al., 2020; Manca et al., 2020; Gabira et al., 2021). Em condições de campo têm apresentado resultados excelentes em termos de crescimento das espécies florestais, especialmente em plantios comerciais de eucalipto (Abreu-Júnior et al., 2017; Florentino et al., 2019; Silva, 2019;), pinus (Ouimet et al., 2015; Xue et al., 2022) e em plantios com espécies nativas para recuperação de áreas degradadas (Goulart, 2017; Nalesso, 2021; Guerrini et al., 2021). O aumento do sequestro de C no solo pela aplicação do lodo de esgoto demonstra a sua importância para o combate das mudanças climáticas e para dar uma função adequada a esse resíduo (Figura 13) (Jandl et al., 2014; Goulart, 2017; Gross; Harrison, 2019).

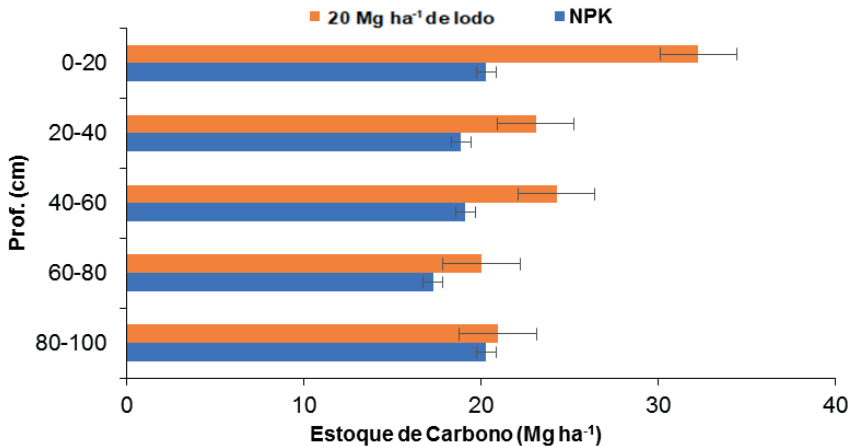


Figura 13. Estoque de carbono no solo (Mg ha⁻¹) até 1 metro de profundidade após 9 anos da aplicação de adubação NPK e 20 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto em área degradada.

Fonte: Adaptado de Goulart (2017).

Outros resíduos orgânicos como o biocarvão ou *biochar* e alguns resíduos industriais, como aqueles de empresas de papel e celulose, são também extremamente recomendados para o aumento dos teores de C do solo, sequestro de C e aumento da sustentabilidade dos plantios florestais (Magesan; Wang, 2003; Guerrini, 2014; Gross et al., 2021; Rockwood et al., 2022).

Considerações finais

As plantações florestais brasileiras são as mais produtivas e sustentáveis do mundo, não só pelo uso de práticas de controle de erosão e proibição da queima para limpeza do terreno, mas especialmente pelo uso do cultivo mínimo do solo, que mantém os restos vegetais da colheita anterior sobre o solo, além da serapilheira acumulada durante a rotação. Essas práticas promovem um grande acúmulo de matéria orgânica e, conseqüentemente, maior sequestro de C pelo solo. O uso de resíduos urbanos e industriais como fertilizantes orgânicos em seus plantios comerciais, ou na recuperação de áreas degradadas e regeneração de florestas nativas, pode incrementar, em muito e de forma rápida, esse sequestro de carbono pelos solos florestais, o que faz dessa área uma das mais importantes para o combate dos efeitos das mudanças climáticas.

Referências

- ABREU-JUNIOR, C. H.; FIRME, L. P.; MALDONADO, C. A. B.; MORAES NETO, S. P.; ALVES, M. C.; MURAOKA, T.; BOARETTO, A. E.; GAVA, J. L.; HE, Z.; NOGUEIRA, T. A. R.; CAPRA, G. F. Fertilization using sewage sludge in unfertile tropical soils increased wood production in Eucalyptus plantations. *Journal of Environmental Management*, v. 203, p. 51-58, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.074>.
- ACHAT, D. L.; DELEUZE, C.; LANDMANN, G.; POUSSE, N.; RANGER, J.; AUGUSTO, L. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth - A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, v. 348, p. 124-141, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.042>.
- BARBOSA, R. I.; FEARNESIDE, P. M. Above-ground biomass and the fate of carbon after burning in the savannas of Roraima, Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, v. 216, p. 295-316, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.042>
- BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; FERREIRA, L. V.; PERES, C. A. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, v.247, p.91-97, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.017>.
- BASILE-DOELSCH, I.; BALESDENT, J.; PELLERIN, S. Reviews and syntheses: The mechanisms underlying carbon storage in soil. *Biogeosciences*, v. 17, p. 5223-5242, 2020. DOI: <https://doi:10.5194/bg-17-5223-2020>.
- BATLLE-BAYER, L.; BATJES, N. H.; BINDRABAN, P. S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 137, p. 47-58, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.003>.
- BERTHRONG, S. T.; PIÑEIRO, G.; JOBBAGY, E. G.; JACKSON, R. B. Soil C and N changes with afforestation of grasslands across gradients of precipitation and plantation age. *Ecological Applications*, v. 22, p. 76-86, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1890/10.2210.1>.
- BINKLEY, D.; FISHER, R. F. *Ecology and management of forest soils*. 5ª ed. Hoboken: Wiley-Blackwell, 2019. 435 p. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781119455745>.
- BOSSIO, D. A.; COOK-PATTON, S. C.; ELLIS, P. W.; FARGIONE, J.; SANDERMAN, J.; SMITH, P.; WOOD, S.; ZOMER, R. J.; VON UNGER, M.; EMMER, I. M.; GRISCOM, B. W. The role of soil carbon in natural climate solutions. *Nature Sustainability*, v. 3, p. 391-398, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0491-z>.
- BROSSARD, M.; LOPES ASSAD, M. L.; CHAPUIS, L.; BARCELLOS, A. O. Estoques de carbono em solos sob diferentes fitofisionomias de cerrados. In: LEITE, L. L.; SAITO, C. H. (ed.). *Contribuição ao conhecimento ecológico do cerrado*. Brasília: Universidade de Brasília, 1997. p. 272-277.
- BUSTAMANTE, M. M. C.; CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; ROSCOE, R. Soil carbon storage and sequestration potential in the Cerrado Region of Brazil. In: LAL, R., CERRI, C. C., BERNOUX, M., ETCHEVERS, J., CERRI, E. (ed.). *Carbon sequestration in soils of Latin America*. Binghamton: The Haworth Press, 2006. p. 285-299.
- BUSTAMANTE, M. M. C.; FERREIRA, L. G. Land-use change and the carbon budget in the Brazilian Cerrado. In: HILL, M. J. E HANAN, N. P. (ed.). *Ecosystem function in savannas: measurement and modeling at landscape to global scales*. Boca Raton: CRC Press, 2010. p. 367-380.

- CAMPOE, O. C.; STAPE, J. L.; LACLAU, J. P.; MARSDEN, C.; NOUVELLON, Y. Stand-level patterns of carbon fluxes and partitioning in a *Eucalyptus grandis* plantation across a gradient of productivity, in São Paulo State, Brazil. *Tree Physiology*, v. 32, p. 696-706, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1093/treephys/tps038>.
- CAMPOE, O. C.; ALVARES, C. A.; CARNEIRO, R. L.; BINKLEY, D.; RYAN, M. G.; HUBBARD, R. M.; STAHL, J.; MOREIRA, G.; MORAES, L. F.; STAPE, J. L. Climate and genotype influences on carbon fluxes and partitioning in *Eucalyptus* plantations. *Forest Ecology and Management*, v. 475, 118445, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118445>.
- CASTRO, E. A.; KAUFFMAN, J. B. Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. *Journal of Tropical Ecology*, v. 14, p. 263-283, 1998. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467498000212>.
- CHABBI, A.; LEHMANN, J.; CIAIS, P.; LOESCHER, H. W.; COTRUFO, M. F.; DON, A.; SANCLEMENTS, M.; SCHIPPER, L.; SIX, J.; SMITH, P.; RUMPEL, C. Aligning agriculture and climate policy. *Nature Climate Change*, v. 7, p. 307-309, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate3286>.
- CHAMBERS, J. Q.; HIGUCHI, N.; SCHIMEL, J. P.; FERREIRA, L. V.; MELACK, J. M. Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon. *Oecologia*, v. 122, p. 380-388, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1007/s004420050044>.
- COOK-PATON, S. C.; LEAVITT, S. M.; GIBBS, D.; HARRIS, N. L.; LISTER, K.; TEIXEIRA, K. J. A.; BRIGGS, R. D.; CHAZDON, R. L.; CROWTHER, T. W.; ELLIS, P. W.; GRISCON, H. P.; HERRMANN, V.; HOLL, K. D.; HOUGHTON, R. A.; LARROSA, C.; LOMAX, G.; LUCAS, R.; MADSEN, P.; MALHI, Y.; PAQUETTE, A.; PARKER, J. D.; PAUL, K.; ROUTH, D.; ROXBURGH, S.; SAATCHI, S.; VAN DEN HOOGEN, J.; WALER, W. S.; WHEELER, C. E.; WOOD, S. A.; XU, L.; GRIXOM, B. Mapping carbon accumulation potential from global natural forest regrowth. *Nature*, v. 585, p. 545-550, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2686-x>.
- COVINGTON, W.W. Changes in forest floor, organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. *Ecology*, v. 62, p.41-48, 1981. DOI: <https://doi.org/10.2307/1936666>
- DELITTI, W. B. C.; BURGER, D. M. Carbon and mineral nutrient pools in a gallery forest at Mogi Guaçu River, Southeast Brazil. *Annals Forest Science*, v. 57, p. 39-47, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1051/forest:2000109>.
- ECLESIA, R. P.; JOBBAGY, E. B.; JACKSON, R. B.; BIGANZOLI, F.; PIÑEIRO, G. Shifts in soil organic carbon for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. *Global Change Biology*, v. 18, p. 3237-3251, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02761.x>.
- FLORENTINO, A. L.; FERRAZ, A. V.; GONÇALVES, J. L. M.; ASENSIO, V.; MURAOKA, T.; DIAS, C. T. S.; NOGUEIRA, T. A. R.; CAPRA, G. F.; ABREU-JUNIOR, C. H. Long-term effects of residual sewage sludge application in tropical soils under *Eucalyptus* plantations. *Journal of Cleaner Production*, v. 220, p. 177-187, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.065>.
- FOOTE, J. A.; BOUTTON, T. W.; SCOTT, D. A. Soil C and N storage and microbial biomass in US southern pine forests: Influence of forest management. *Forest Ecology and Management*, v. 355, p. 48-57, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.036>.
- GABIRA, M. M.; SILVA, R. B. G.; BORTOLHEIRO, F. P. A. P.; MATEUS, C. M. D.; VILLAS BOAS, R. L.; ROSSI, S.; GIRONA, M. M.; SILVA, M. R. Composted sewage sludge as an alternative substrate for forest seedlings production. *IForest*, v. 14, p. 569-575, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3832/ifor3929-014>.
- GIBSON, T. S.; CHAN, K. Y.; SHARMA, G.; SHEARMAN, R. **Soil carbon sequestration utilising recycled organics. a review of the scientific literature.** Orange: The Organic Waste Recycling Unit, NSW Agriculture, 2002. 74 p.
- GLICK, B. R. Soil microbes and sustainable agriculture. *Pedosphere*, v. 28, p. 167-169, 2018. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60020-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60020-7).
- GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L.; BENEDETTI, V.; FESSEL, V. A. G.; GAVA, J. L. Reflexos do cultivo mínimo intensivo do solo em sua fertilidade e na nutrição das árvores. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. (ed.). **Nutrição e fertilização florestal.** Piracicaba: IPEF, 2000. p. 1-57.
- GONÇALVES, J. L. M. Cultivo mínimo aumenta produção florestal. *Revista Visão Agrícola*, v. 9, p. 183-186, 2009.
- GONÇALVES, J. L. M.; SILVA, L. D.; BEHLING, M.; ALVARES, C. A. Management of industrial forest plantation. In: BORGES, J. G.; DIAZ-BALTEIRO, L.; MCDILL, M.E.; RODRIGUEZ, L. C. E. (ed.). **The management of industrial forest plantations: Theoretical foundations and applications.** Managing Forest Ecosystems. Book Series, v. 33, p. 91-119. Dordrecht: Springer, 2014. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-017-8899-1_4.
- GOULART, L. M. L. **Ciclagem de carbono em solo recuperado com lodo de esgoto compostado e espécies nativas da Mata Atlântica.** 2017. 89 f. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- GOYA, J. F.; FRANGI, J. L.; PEREZ, C. A.; TEA, F. D. Decomposition and nutrient release from leaf litter in *Eucalyptus grandis* plantations on three different soils in Entre Rios, Argentina. *Bosque*, v. 29, p. 217-226, 2008. DOI: <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002008000300005>.

- GROSS, C. D.; HARRISON, R. B. The case for digging deeper: Soil organic carbon storage, dynamics, and controls in our changing world. *Soil Systems*, v. 3, 28, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/soilsystems3020028>.
- GROSS, A.; BROMM, T.; GLASER, B. Soil organic carbon sequestration after biochar application: A global meta-analysis. *Agronomy*, v. 11, 2474, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy11122474>.
- GUERRINI, I. A. Contribuição do uso de resíduos para a nutrição e produção de espécies florestais. In: PRADO, R. M.; WADT, P. G. S. (ed.). **Nutrição e adubação de espécies florestais e palmeiras**. 1ed. Jaticabal: FCAV/CAPEs, 2014. p. 137-172.
- GUERRINI, I. A.; SAMPAIO, T. F.; BOGIANI, J. C.; BACKES, C.; HARRISON, R. B.; OLIVEIRA, F. C.; GAVA, J. L.; TRABALLI, R. C.; MOTA, R. G. M.; RODER, L. R.; GRILLI, E.; GANGA, A.; JAMES, J. N.; CAPRA, G. F. Sewage sludge as a pedotechnomaterial for the recovery of soils compacted by heavy machinery on *Eucalyptus* commercial plantation. *Journal of Cleaner Production*, v. 325, 129320, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129320>.
- HARRISON, R. B.; GUERRINI, I. A.; HENRY, C. H.; COLE, D. W. Reciclagem de resíduos industriais e urbanos em áreas de reflorestamento. *Circular Técnica IPEF*, n. 198, 22 p, 2003.
- HARRISON, R. B.; FOOTEN, P. W.; STRAHM, B. D. Deep soil horizons: Contribution and importance to soil carbon pools and in assessing whole-ecosystem response to management and global change. *Forest Science*, v. 57, p. 67-76, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1093/forestscience/57.1.67>.
- HOUGHTON, R. A.; LAWRENCE, K.; HACKLER, J.; BROWN, S. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. *Global Change Biology*, v. 7, p.731-746, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2001.00426.x>
- INSAM, H.; GÓMEZ-BRANDÓN, M.; ASCHER-JENULL, J. Recycling of organic wastes to soil and its effect on soil organic carbon status. In: GARCIA, C; NANNIPIERI, P.; HERNANDEZ, T. (ed.) **The future of soil carbon: its conservation and formation**. London: Academic Press, 2018. p. 195-214. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811687-6.00007-9>
- JAMES, J.; HARRISON, R. The effect of harvest on forest soil carbon: A meta-analysis. *Forests*, v. 7, 308, 2016. DOI: <https://doi.org/10.3390/f7120308>.
- JANDL, R.; VESTERDAL, L.; OLSSON, M.; BENS, O.; BADECK, F.; ROCK, J. Carbon sequestration and forest management. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, v. 2, p. 1-16, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1079/PAVSNNR20072017>.
- JANDL, R.; RODEGHIRO M.; MARTINEZ, C.; COTRUFO M. F.; BAMPA, F.; VAN WESEMAEL, V.; HARRISON, R. B.; GUERRINI, I. A.; RICHTER JR., D. B.; RUSTAD, L.; LORENZ, K.; CHABBI, A.; MIGLIETTA, F. Current status, uncertainty and future needs in soil organic carbon monitoring. *Science of the Total Environment*, v. 468-469, p. 376-383, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.026>.
- KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L.; BABBITT, R. Fire in the Brazilian Amazon: 1. Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests. *Oecologia*, v. 104, p. 397-408, 1995. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00341336>.
- KRISHNA, M. P.; MOHAN, M. Litter decomposition in forest ecosystem: a review. *Energy, Ecology and Environment*, v. 2, p. 236-249, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40974-017-0064-9>.
- LACLAU, J. P.; NOUVELLON, Y.; REINE, C.; GONÇALVES, J. L. M.; KRUSHE, A. V.; JOURDAN, C.; LE MAIRE, G.; BOUILLET, J. P. Mixing *Eucalyptus* and *Acacia* trees leads to fine root over-yielding and vertical segregation between species. *Oecologia*, v. 172, p. 903-913, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2526-2>.
- LACLAU, J. P.; RANGER, J.; GONÇALVES, J. L. M.; MAQUERE, V.; KRUSCHE, A. V.; M'BOU, A. T.; NOUVELLON, Y.; SAINT-ANDRE, L.; BOUILLET, J. P.; PICCOLO, M. C.; DELEPORTE, P. Biogeochemical cycles of nutrients in tropical eucalypt plantations: Main features shown by intensive monitoring in Congo and Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 259, p. 1771-1785, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.010>.
- LACLAU, J. P. **Dynamique du fonctionnement minéral d'une plantation d'Eucalyptus. Effets du reboisement sur un sol de savane du littoral congolais: conséquences pour la gestion des plantations industrielles**. 1991. 146 f. Tese (Doutorado). Institut National Agronomique Paris-Grignon.
- LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, v. 304, p. 1623-1627, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1097396>.
- LAL, R. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, v. 220, p. 242-258, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.015>.
- LAL, R. Beyond COP21: Potential and challenges of the “4 per Thousand” initiative. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 71, p. 20-25, 2016. DOI: <https://doi.org/10.2489/jswc.71.1.20A>.
- LAL, R. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global Change Biology*, v. 24, p. 3285-3301, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>.

- LARDY, L.; BROSSARD, M.; LOPES ASSAD, M. L.; LAURENT, J. Y. Carbon and phosphorus stocks of clayey Ferralsols in Cerrado native and agroecosystems, Brazil. *Agriculture Ecosystem & Environment*, v. 92, p. 147-158, 2002. DOI: [https://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00303-6](https://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00303-6).
- MAGESAN, G. N.; WANG, H. Application of municipal and industrial residuals in New Zealand forests: an overview. *Australian Journal of Soil Research*, v. 41, p. 557-569, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1071/sr02134>.
- MANCA, A.; SILVA, M. R.; GUERRINI, I. A.; FERNANDES, D. M.; VILLAS BÔAS, R. L.; SILVA, L. C.; FONSECA, A. C.; RUGGIU, M. C.; CRUZ, C. V.; SIVISACA, D. C. L.; MATEUS, C. M. D.; MURGIA, I.; GRILLI, E.; GANGA, A.; CAPRA, G. F. Composted sewage sludge with sugarcane bagasse as a commercial substrate for *Eucalyptus urograndis* seedling production. *Journal of Cleaner Production*, v. 269, 122145, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122145>.
- MAQUERE, V.; LACLAU, J. P.; BERNOUX, M.; SAINT-ANDRE, L.; GONÇALVES, J. L. M.; CERRI, C. C.; PICCOLO, M. C.; RANGER, J. Influence of land use (savanna, pasture, *Eucalyptus* plantations) on soil carbon and nitrogen stocks in Brazil. *European Journal of Soil Science*, v. 59, p. 863-877, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01059.x>.
- MAYER, M.; PRESCOTT, C. E.; ABAKER, W. E. A.; AUGUSTO, L.; CÉCILLON, L.; FERREIRA, G. W. D.; JAMES, J.; JANDL, R.; KATZENSTEINER, K.; LACLAU, J. P.; LAGANIÈRE, J.; NOUVELLON, Y.; PARÉ, D.; STANTURF, J. A.; VANGUELOVA, E. I.; VESTER, L. 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, v. 466, 118127, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127>.
- MEENA, M. D.; YADAV, R. K.; NARJARY, B.; YADAV, G.; JAT, H. S.; SHEORAN, P.; MEENA, M. K.; ANTIL, R. S.; MEENA, B. L.; SINGH, H. V.; MEENA, V. S.; RAI, P. K.; GHOSH, A.; MOHARANA, P. C. Municipal solid waste (MSW): Strategies to improve salt affected soil sustainability: A review. *Waste Management*, v. 84, p. 38-53, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.020>.
- MITEVA, D. A.; KENNEDY, C. M.; BAUMGARTEN, L. **Carbon valuation applied to the Brazilian Cerrado**. The nature conservancy. 2014. 7 p. Disponível em: http://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/EcosystemServices/tnc_dow_collaboration/brazil/Pages/default.aspx. Acesso em: 10 set. 2021.
- MORAIS, V. A.; SCOLFORO, J. R. S.; SILVA, C. A.; MELLO, J. M.; GOMIDE, L. R.; OLIVEIRA, A. D. Carbon and biomass stocks in a fragment of cerrado in Minas Gerais State, Brazil. *Cerne*, v. 19, p. 237-245, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0104-77602013000200007>.
- NALESSO, P. H. P. **Efeito do lodo de esgoto no crescimento de espécies nativas da Mata Atlântica, na fertilidade do solo e na dinâmica de fungos micorrízicos arbusculares**. 2021. 86 f. Tese (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- NAVE, L. E.; VANCE, E. D.; SWANSTON, C. W.; CURTIS, P. S. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management*, v. 259, p. 857-866, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.009>.
- OADES, J. M. The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*, v. 5, p. 35-70, 1988. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02180317>.
- OUIMET, R.; PION, A-P.; HÉBERT, M. Long-term response of forest plantation productivity and soils to a single application of municipal biosolids. *Canadian Journal of Soil Science*, v. 95, p. 187-199, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjss-2014-048>.
- PRENTICE, I. C.; FARQUHAR, G. D.; FASHAM, M. J. R.; GOULDEN, M. L.; HEIMANN, M.; JARAMILLO, V. J.; KHESHGI, H. S.; LE QUÉRÉ, C.; SCHOLES, R. J.; WALLACE, D. W. R. The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide. In: HOUGHTON, J. T.; DING, Y.; GRIGGS, D.; NOGUER, M.; VAN DER LINDEN, P.; DAI, X.; MASKELL, K.; JOHNSON, C. **Climate Change 2001: The Scientific Basis**. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, U. K. p. 183-237.
- PRESCOTT, C. E. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry*, v. 101, p. 133-149, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0>.
- PRESCOTT, C. E.; VESTERDAL, L. Decomposition and transformations along the continuum from litter to soil organic matter in forest soils. *Forest Ecology and Management*, v. 498, 119522, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119522>.
- PRITCHETT, W. L. **Properties and management of forest soils**. New York: John Wiley, 1979.
- ROCHA, J. H. T.; MARQUES, E. R. G.; GONÇALVES, J. L. M.; HÜBNER, A.; BRANDANI, C. B.; FERRAZ, A. D. V.; MOREIRA, R. M. Decomposition rates of forest residues and soil fertility after clear-cutting of *Eucalyptus grandis* stands in response to site management and fertilizer application. *Soil Use and Management*, v. 32, p. 289-302, 2016a. DOI: <https://doi.org/10.1111/sum.12283>.
- ROCHA, J. H. T.; GONÇALVES, J. L. M.; GAVA, J. L.; GODINHO, T. O.; MELO, E. A. S. C.; BAZANI, J. H.; HÜBNER, A.; ARTHUR JR, J. C.; WICHERT, M. P. Forest residue maintenance increased the wood productivity of a *Eucalyptus* plantation over two short rotations. *Forest Ecology and Management*, v. 379, p. 1-10, 2016b. DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.042>.

- ROCKWOOD, D. L.; ELLIS, M. F.; FABBRO, K. W. Economic potential for carbon sequestration by short rotation eucalypts using biochar in Florida, USA. **Trees, Forests and People**, v. 7, 100187, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2021.100187>.
- RODRIGUES, M. S.; GUERRINI, I. A. Uso de composto de lixo urbano em florestas comerciais e de recuperação: potencialidades e limitações. In: SILVA, F. C.; PIRES, A. M. M.; RODRIGUES, M. S.; BARREIRA, L. (ed.). **Gestão pública de resíduo sólido urbano: compostagem e interface agro-florestal**. Ied. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais-FEPAF, 2009, v. 1, p. 141-166.
- RUMPEL, C.; CHABBI, A. Managing soil organic carbon for mitigating climate change and increasing food security. **Agronomy**, v. 11, 1553, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy11081553>.
- RYAN, M. G.; STAPE, J. L.; BINKLEY, D.; FONSECA, S.; LOOS, R. A.; TAKAHASHI, E. N.; SILVA, C. R.; SILVA, S. R.; HAKAMADA, R. E.; FERREIRA, J. M.; LIMA, A. M. N.; GAVA, J. L.; LEITE, F. P.; ANDRADE, H. B.; ALVES, J. M.; SILVA, G. G. C. Factors controlling *Eucalyptus* productivity: How water availability and stand structure alter production and carbon allocation. **Forest Ecology and Management**, v. 259, p. 1695-1703, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.013>.
- SWITZER, G. L.; NELSON, L. E. Nutrient accumulation and cycling in loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantation ecosystems: the first twenty years. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 36, p. 143-147, 1972.
- SCHWERZ, F.; DOURADO NETO, D.; CARON, B. O.; TIBOLLA, L. B.; SGARBOSSA, J.; ELOY, E.; ELLI, E. F.; CARVALHO, L. G. Carbon stocks, partitioning, and wood composition in short-rotation forestry system under reduced planting spacing. **Annals of Forest Science**, v. 77, p. 1-18, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13595-020-00974-w>.
- SEMINÁRIO SOBRE CULTIVO MÍNIMO DO SOLO EM FLORESTAS, 1., 1995, Curitiba. **Anais...** Piracicaba: CNPFloresta/IPEF/UNESP/SIF/FUPEF, 1995. 162 p.
- SHUMACHER, M. V.; LOPES, V. G. Ciclagem biogeoquímica dos nutrientes em plantações comerciais de eucalyptos e pinus. In: PRADO, R.M.; WADT, P.G.S. **Nutrição e adubação de espécies florestais e palmeiras**. Jaboticabal: FCAV/CAPEL, 2014. p. 251-275.
- 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. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>.
- SILVA, C. P. **Desenvolvimento inicial do eucalipto e fertilidade do solo após aplicação de lodo de esgoto puro e compostado**. 2019. 172 f. Tese (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- SILVA, L. O. C.; FONSECA, A. C.; SIVISACA, D. C. L.; SILVA, M. R.; BOAS, R. L. V.; GUERRINI, I. A. Sewage sludge compost associated to frequency of irrigation for *Peltophorum dubium* (sprengel) taubert seedlings production. **Floresta**, v. 50, p. 1389-1398, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5380/uf.v50i2.64158>.
- SILVA, S. C.; BERTON, R. S.; CHITOLINA, J. C.; BALLESTERO, S. D. Recomendações técnicas para o uso agrícola do composto de lixo urbano no estado de São Paulo. Campinas: EMBRAPA INFORMÁTICA AGROPECUÁRIA, 2002. 17 p. (Circular Técnica, 3).
- SUAREZ, D. R.; ROZENDAAL, D. M. A.; SY, V. D.; PHILLIPS, O. L.; ALVAREZ-DÁVILA, E.; TEIXEIRA, K. A.; MURAKAMI, A. A.; ARROYO, L.; BAKER, T. R.; BONGERS, F.; BRIENEN, R. J. W.; CARTER, S.; COOK-PATON, S. C.; FELDPAUSCH, T. R.; GRISCON, B. W.; HARRIS, N.; HÉRAULT, B.; CORONADO, E. N. H.; LEAVITT, S. M.; LEWIS, S. L.; MARIMON, B. S.; MENDOZA, A. M.; N'DJA, J. K.; N'GUESSAN, A. E.; POORTER, L.; QIE, L.; RUTISHAUER, E.; SIST, P.; SONKÉ, B.; SULLIVAN, M. J. P.; VILANOVA, R.; WANG, M. M. H.; MARTIS, C.; HEROLD, M. Estimating aboveground net biomass change for tropical and subtropical forests: refinement of IPCC default rates using forest plot data. **Global Change Biology**, v. 25, p. 3609-3624, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14767>.
- TONUCCI, R. G.; NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D.; GARCIA, R.; BERNARDINO, F. S. Soil Carbon storage in silvopasture and related land-use systems in the Brazilian Cerrado. **Journal of Environmental Quality**, v. 40, p. 833-841, 2011. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0162>.
- VIEIRA, S. A.; ALVES, L. F.; DUARTE-NETO, P. J.; MARTINS, S. C.; VEIGA, L. G.; SCARANELLO, M. A.; PICOLLO, M. C.; CAMARGO, P. B.; CARMO, J. B.; SOUZA NETO, E.; SANTOS, F. A. M.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. **Ecology and Evolution**, v. 1, p. 421-434, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.41>.
- XUE, J.; KIMBERLEY, M. O.; MCKINLEY, R. B. Impact of nitrogen input from biosolids application on carbon sequestration in a *Pinus radiata* forest, **Forest Ecosystems**, v. 9, 100020, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2022.100020>.
- YANAI, R. D.; CURRIE, W. S.; GOODALE, C. L. Soil carbon dynamics after forest harvest: an ecosystem paradigm reconsidered. **Ecosystems**, v. 56, p. 197-212, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0206-5>
- YANG, Y.; HOBBS, S. E.; HERNANDEZ, R. R.; FARGIONE, J.; GRODSKY, S. M.; TILMAN, D.; ZHU, Y-G; LUO, Y.; SMITH, T. M.; JUNGERS, J. M.; YANG, M.; CHEN, W-Q. Restoring abandoned farmland to mitigate climate change on a full earth. **One Earth**, v. 3, p. 176-186, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.07.019>.

WAN, X.; XIAU, L.; VADEBONCOEUR, M. A.; JOHNSON, C. E.; HUANG, Z. Response of mineral soil carbon storage to harvest residue retention depends on soil texture: a meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, v. 408, p. 9-15, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.028>.

ZINN, Y. L.; RESCK, D. V. S.; SILVA, J. E. Soil organic carbon as affected by afforestation with *Eucalyptus* and *Pinus* in the Cerrado region of Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 166, p. 285-294, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00682-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00682-X).