



CICLAGEM DE NUTRIENTES EM ECOSISTEMAS FLORESTAIS



República Federativa do Brasil

Presidente: Fernando Henrique Cardoso

Ministério da Agricultura e do Abastecimento

Ministro: Marcus Vinicius Pratini de Moraes

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa)

Presidente: Alberto Duque Portugal

Diretores: Elza Ângela Battaglia Brito da Cunha
José Roberto Rodrigues Peres
Dante Daniel Giacomelli Scolari

Embrapa Solos

Chefe Geral: Antonio Ramalho Filho

Chefe Adjunto de Pesquisa e Desenvolvimento: Celso Vainer Manzatto

Chefe Adjunto de Apoio e Administração: Paulo Augusto da Eira

CICLAGEM DE NUTRIENTES EM ECOSISTEMAS FLORESTAIS

Alúcio Granato de Andrade

Segundo Sacramento Urquiaga Caballero

Sérgio Miana de Faria

Embrapa

Solos

Copyright © 1999. Embrapa
Embrapa Solos. Documentos n° 13

Revisão de português

André Luiz da Silva Lopes

Tratamento editorial

André Luiz da Silva Lopes
Jacqueline Silva Rezende Mattos

Normalização bibliográfica

Léa Marques de Lima
Maria da Penha Delaia

Revisão final

Jacqueline Silva Rezende Mattos
Sueli Limp Gonçalves

Tiragem desta edição: 300 exemplares

Embrapa Solos

Rua Jardim Botânico, 1.024
22460-000 Rio de Janeiro, RJ
Tel: (021) 274-4999
Fax: (021) 274-5291
E-mail: embrapasolos@cnps.embrapa.br
Site: <http://www.cnps.embrapa.br>

Embrapa Solos
Catalogação-na-publicação (CIP)

Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais / Aluísio Granato de Andrade ... [et al.]. – Rio de Janeiro : Embrapa Solos, 1999.

22p. – (Embrapa Solos. Documentos ; n. 13).

ISSN 1517-2627

1. Ciclagem de nutrientes - Aspectos gerais. 2. Serapilheira - Decomposição. 3. Serapilheira - Deposição. 4. Fitomassa - Espécies arbóreas. I. Andrade, Aluísio Granato de. II. Urquiaga Caballero, Segundo Sacramento. III. Faria, Sérgio Miana de. IV. Embrapa Solos (Rio de Janeiro, RJ). V. Série.

CDD (21.ed.) 338.9

AUTORIA

Alúísio Granato de Andrade ¹
Segundo Sacramento Urquiaga Caballero ²
Sérgio Miana de Faria ³

¹ Pesquisador, Eng. Agrôn., D.Sc., Embrapa Solos. E-mail: aluisio@cnps.embrapa.br

² Pesquisador, Eng. Agrôn., Ph.D., Embrapa Agrobiologia, Seropédica, RJ.

³ Pesquisador, Eng. Flor., D.Sc., Embrapa Agrobiologia, Seropédica, RJ.

SUMÁRIO

Resumo • *vii*

1 INTRODUÇÃO • **1**

2 ASPECTOS GERAIS DA CICLAGEM DE NUTRIENTES • **3**

3 ACÚMULO DE MATÉRIA SECA E NUTRIENTES PELA
FITOMASSA • **5**

4 RETORNO DOS NUTRIENTES DA FITOMASSA PARA O
SOLO • **14**

4.1 Transferência de nutrientes da fitomassa para o solo
através da chuva • **14**

4.2 Transferência de nutrientes da fitomassa para o solo
via serapilheira • **17**

4.2.1 Deposição de material formador da serapilheira
(MFS) • **17**

5 DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA • **26**

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS • **44**

RESUMO

A presente revisão aborda os principais aspectos envolvidos na ciclagem de nutrientes de ecossistemas florestais, desde a absorção dos nutrientes pela fitomassa, sua translocação entre tecidos senescentes e jovens e posterior retorno ao ambiente. Este ciclo é essencial para a sustentabilidade de ecossistemas florestais. A dinâmica deste processo depende de características genéticas da planta, de condições edafoclimáticas e do manejo adotado quando se prevê a exploração do povoamento florestal. A lavagem da vegetação pela chuva e a decomposição da fitomassa morta, que inclui galhos e troncos caídos, serapilheira e raízes mortas, são os principais mecanismos responsáveis pela transferência dos nutrientes acumulados na fitomassa para o solo. A camada de serapilheira responde pela maior parte dos nutrientes ciclados em ecossistemas florestais tropicais. Esta camada orgânica é regulada pela quantidade de material que cai da parte aérea das plantas e pela sua taxa de decomposição, que depende das características dos resíduos vegetais e das condições edafoclimáticas. O conhecimento da ciclagem de nutrientes é de grande importância para a conservação, recuperação ou produção sustentável de florestas nativas ou implantadas.

Termos de indexação: deposição de serapilheira, decomposição da serapilheira, fitomassa de espécies arbóreas.

1 INTRODUÇÃO

A ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais refere-se ao processo de absorção dos minerais pelas plantas, translocação interna entre os tecidos vegetais e transferência desses elementos, acumulados na fitomassa, novamente para o solo, a atmosfera e a hidrosfera, tornando-se disponíveis para serem reabsorvidos. Este é um ciclo essencial para a manutenção da vida no planeta.

Dentre os mecanismos envolvidos neste ciclo, a queda de resíduos senescentes da parte aérea das plantas, que formam uma camada denominada de serapilheira na superfície dos solos florestais e sua gradativa decomposição, tem papel fundamental para a sustentabilidade desses ecossistemas, principalmente, em solos tropicais de baixa fertilidade natural.

A importância da serapilheira para a ciclagem dos nutrientes em povoamentos florestais nativos ou implantados já foi reconhecida desde o século passado, onde observou-se uma diminuição gradual da produtividade de florestas de coníferas, que tiveram sua serapilheira freqüentemente removida para uso como cama de animais, prática comum naquele século (Pritchett, 1979).

Em condições naturais, os principais fatores que interferem na ciclagem de nutrientes são o clima, a composição das espécies vegetais, o *status* sucessional da floresta (tempo após alguma perturbação) e a fertilidade do solo (Vitousek & Sanford, 1986). Em geral, a manutenção destes ecossistemas ocorre através da ciclagem de nutrientes. As perdas de elementos são pequenas. Qualquer intervenção na dinâmica deste

processo pode modificar a sincronia entre a disponibilidade de nutrientes oriundos da decomposição dos resíduos vegetais e a demanda nutricional das plantas, gerando, na maioria das vezes, uma maior perda de nutrientes do solo (Myers et al., 1994).

Microbacias com cobertura florestal natural não perturbada caracterizam-se por apresentar uma ciclagem de nutrientes bastante equilibrada, no que diz respeito ao balanço entre a entrada de nutrientes, via precipitação, e a saída de nutrientes, via deflúvio (Lima et al., 1996). O conhecimento destas características hidrológicas pode auxiliar na avaliação dos impactos causados pelas atividades agrossilvipastoris e no manejo de exploração e recuperação destas áreas.

Para que se possa melhorar a eficiência do uso das terras e conservar a biodiversidade, é necessário conhecer o funcionamento de todos os processos envolvidos em ambientes naturais e cultivados. Dentre estes, destaca-se a ciclagem de nutrientes, um dos principais mecanismos responsáveis pela sustentabilidade de ecossistemas florestais tropicais.

2 ASPECTOS GERAIS DA CICLAGEM DE NUTRIENTES

Os elementos químicos, inclusive todos os elementos essenciais do protoplasma, tendem a circular na biosfera em vias características, do ambiente aos organismos e destes, novamente, ao ambiente. A ciclagem de nutrientes pode ser definida como sendo este movimento de elementos e compostos inorgânicos essenciais à vida entre dois compartimentos: o compartimento de reserva ou *pool* reservatório, componente maior, de movimentos lentos, e o compartimento de ciclagem ou *pool* lábil, parcela menor, porém mais ativa, que se permuta rapidamente, entre os organismos e o seu ambiente imediato (Odum, 1985).

Este processo de transferência envolve basicamente dois ciclos: um externo, denominado geoquímico, que trata da passagem dos nutrientes para dentro e para fora do ecossistema, e um interno ou biológico, que corresponde à ciclagem interna dos nutrientes no ecossistema (Pritchett, 1979).

Com relação à ciclagem geoquímica, as principais vias de entrada de nutrientes são a atmosfera (poeira, aerossóis e precipitação), o intemperismo do material de origem do solo, a fixação biológica de nitrogênio e a adição de fertilizantes, e as principais vias de saídas de nutrientes são a lixiviação, volatilização, desnitrificação, erosão e exportação de produtos vegetais (Haag, 1985).

O ciclo biológico pode ser subdividido em ciclo bioquímico, que se refere à movimentação dos nutrientes dentro da própria planta, e em ciclo biogeoquímico, que abrange a ciclagem dos nutrientes entre a fitomassa e o solo, o qual será dado maior ênfase nesta revisão (Figura 1). Este compreende, principalmente, os seguintes mecanismos: absorção dos nutrientes pelas plantas, retenção na biomassa, translocação interna na planta, queda de resíduos da parte aérea que irão formar a serapilheira e decomposição desse material (Pritchett, 1979).

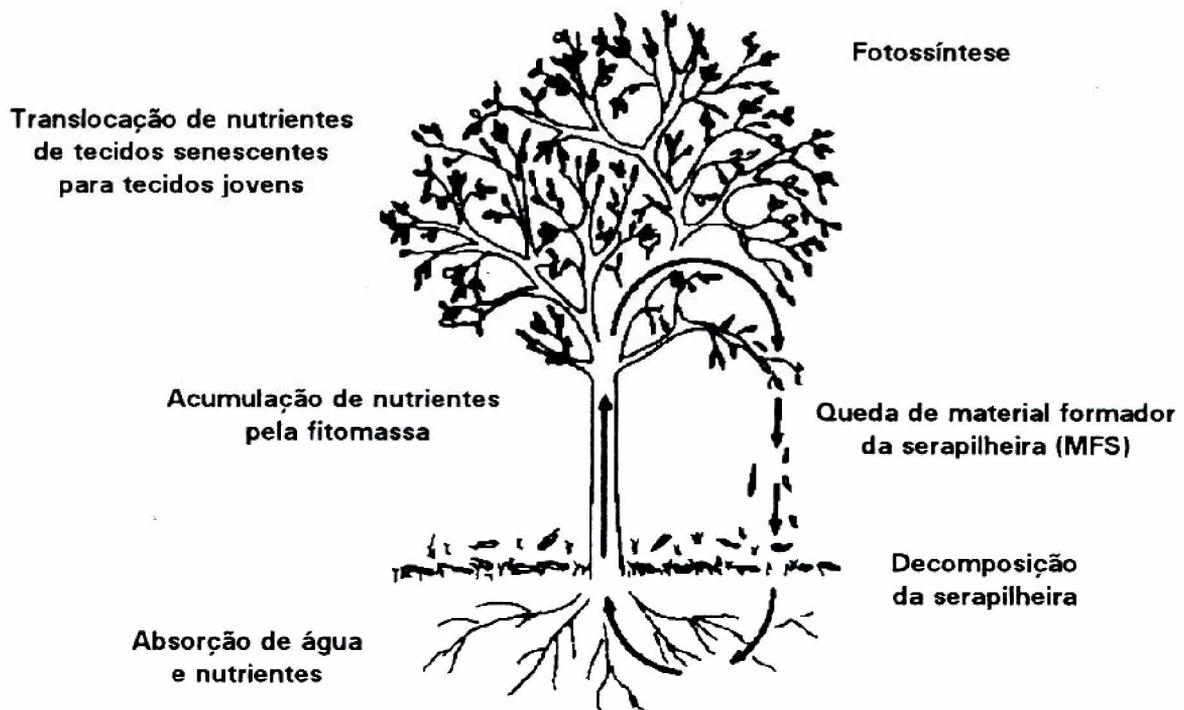


FIGURA1. Mecanismos envolvidos na ciclagem de nutrientes via serapilheira.

3 ACÚMULO DE MATÉRIA SECA E NUTRIENTES PELA FITOMASSA

Através da captura da energia solar pela fotossíntese e da absorção de água e nutrientes, os elementos e compostos inorgânicos vão sendo incorporados à fitomassa, passando da forma inorgânica para a forma orgânica. A eficiência desse processo depende de características genéticas da planta, de sua idade, das condições edafoclimáticas locais e das formas de manejo adotadas, ocorrendo uma grande variação entre espécies arbóreas na produção de biomassa e na relação raiz/parte aérea (Tabela 1).

Com exceção da *Acacia lenticularis*, as espécies do gênero *Acacia* apresentaram uma baixa relação raiz/parte aérea, enquanto as *Albízias* apresentaram alta proporção de raízes em comparação à parte aérea (Tabela 1). Esta relação, juntamente com a forma em que a biomassa radicular está distribuída no solo, que define a arquitetura do sistema radicular, influenciam a sustentação da árvore (Dhyani et al., 1990; Cremer, 1993; Stokes et al., 1995). Tais características também podem interferir na estabilização do solo, principalmente em áreas declivosas sujeitas a deslizamentos (Gray & Leiser, 1982), sendo importante considerá-las para a seleção de espécies para o reflorestamento de encostas.

Diferenças no acúmulo de biomassa também têm sido observadas em variados ecossistemas florestais, além da quantificação da biomassa viva (parte aérea e raízes) e mensurações da biomassa morta (serapilheira, troncos e galhos caídos e raízes mortas) possibilitam quantificar o material orgânico disponível para ser ciclado nestes sistemas (Tabela 2).

TABELA 1. Biomassa da raiz, parte aérea e total, relação raiz/parte aérea e altura de espécies arbóreas.

Espécie	Biomassa da raiz	Biomassa da parte aérea	Biomassa total	Relação raiz/parte aérea	Altura m	Idade anos
	kg/árvore					
<i>Acacia auriculiformis</i> ⁽¹⁾	10,4	47,8	58,2	0,22	8,8	7
<i>Leucaena leucocephala</i> ⁽¹⁾	11,2	44,3	55,5	0,25	10,0	8
<i>Mimosa caesalpinifolia</i> ⁽¹⁾	6,0	47,4	53,4	0,13	8,5	7
<i>Acacia catechu</i> ⁽²⁾	2,2	22,6	24,8	0,10	10,2	6-7
<i>Acacia niotica</i> ⁽²⁾	7,6	45,9	53,5	0,17	8,0	6-7
<i>Albizia lebbek</i> ⁽²⁾	8,7	21,4	30,1	0,41	8,2	6-7
<i>Dalbergia sissoo</i> ⁽²⁾	3,4	13,2	16,6	0,26	7,5	6-7
<i>Prosopis cineraria</i> ⁽²⁾	2,6	10,0	12,6	0,26	6,3	6-7
<i>Leucaena leucocephala</i> ⁽²⁾	7,1	28,1	16,3	0,25	11,4	6-7
<i>Dalbergia sissoo</i> ⁽³⁾	0,5	3,2	3,7	0,16	4,5	1,3
<i>Leucaena leucocephala</i> ⁽³⁾	2,0	13,0	15,0	0,15	8,5	1,3
<i>Sesbania sesban</i> ⁽³⁾	3,5	22,7	26,2	0,15	8,2	1,3
<i>Bauhinia variegata</i> ⁽³⁾	0,7	1,3	2,0	0,54	5,0	1,3
<i>Acacia lenticularis</i> ⁽³⁾	0,4	1,3	1,7	0,31	4,0	1,3
<i>Acacia auriculiformis</i> ⁽⁴⁾	0,3	1,8	2,1	0,16	3,2	1
<i>Albizia saman</i> ⁽⁴⁾	0,6	1,0	1,6	0,60	2,5	1
<i>Eucalyptus sp.</i> ⁽⁴⁾	0,2	0,4	0,6	0,50	1,8	1
<i>Anthocephalus cadamba</i> ⁽⁴⁾	0,3	0,7	1,0	0,43	1,5	1

⁽¹⁾ Andrade, 1997; ⁽²⁾ Toky et al., 1992; ⁽³⁾ Chaturvedi et al., 1992; ⁽⁴⁾ Hossain et al., 1992.

TABELA 2. Biomassa de cinco florestas panamenhas (modificado de Golley, 1978).

Componentes	Floresta tropical úmida (rio Sabana)	Floresta tropical úmida (rio Lara)	Floresta tropical úmida (Baixo Montana)	Ciliar	Manguezal
	kg ha ⁻¹				
Folhas do andar superior	7.349	11.367	10.576	11.383	3.547
Caules do andar superior	252.126	354.735	258.434	1.163.841	159.294
Folhas do andar inferior	744	620	347	683	3
Caules do andar inferior	3.271	1.094	563	559	15
Epífitas	⁽¹⁾	2	1.440	79	21
Frutos e flores	8	139	7	30	21
Raízes escoras	-	-	-	-	116.432
Raízes	12.633	9.850	12.707	12.185	189.761
<i>Biomassa viva total</i>	<i>276.131</i>	<i>377.807</i>	<i>284.074</i>	<i>1.188.760</i>	<i>469.094</i>
Serapilheira	6.200	2.910	4.820	14.146	102.106
Madeira seca de porte caída	⁽¹⁾	14.644	⁽¹⁾	4.929	⁽¹⁾
<i>Biomassa morta total</i> ⁽²⁾	<i>6.200</i>	<i>17.554</i>	<i>4.820</i>	<i>19.075</i>	<i>102.106</i>

⁽¹⁾ Não determinada.

⁽²⁾ Não foram incluídas raízes mortas nessa avaliação.

A maior produção de biomassa viva foi encontrada na mata ciliar devido, principalmente, à grande quantidade de biomassa dos caules do andar superior desenvolvida por estas plantas (Tabela 2).

O manguezal apresentou a maior quantidade de biomassa radicular e também de biomassa morta, com grande quantidade de serapilheira (Tabela 2).

Os baixos valores de biomassa radicular encontrados para alguns ecossistemas podem estar associados a uma subestimativa desse componente da biomassa, devido ao método adotado para sua quantificação não ter incluído raízes abaixo de 30cm de profundidade (Golley, 1978).

Em média, as raízes em florestas tropicais naturais correspondem entre 15 a 20% do total da biomassa; galhos e troncos ocupam a maior parte, cerca de 75%; as folhas entre 4 a 6% e a serapilheira de 1 a 2%. Estes ecossistemas, quando atingem o clímax, podem acumular cerca de 200 a 400 toneladas de matéria seca por hectare (Sanchez, 1976).

Avaliações da produção de biomassa total de aproximadamente quarenta ecossistemas florestais de áreas tropicais e subtropicais de todos os pisos altitudinais e regiões hídricas revelaram que a biomassa florestal oscila entre 40 a 518 Mg ha⁻¹ e apresenta uma relação inversa com o índice climático (relação temperatura/precipitação), alcançando os valores máximos em florestas tropicais úmidas e diminuindo em condições muito úmidas ou mais secas (Brown & Lugo, 1984).

Muitas diferenças podem ser observadas quanto à distribuição da biomassa nos vários compartimentos (parte aérea, raízes, serapilheira e solo), dependendo do ecossistema (Tabela 2).

Sob as mesmas condições edafoclimáticas, uma floresta secundária apresentou biomassa radicular (6,15 Mg ha⁻¹) muito mais alta do que um povoamento de *Pinus* (0,55 Mg ha⁻¹) de idade similar. Já a biomassa da parte aérea era muito maior no povoamento de *Pinus* (47,5 Mg ha⁻¹) do que na floresta secundária (17,8 Mg ha⁻¹) (Brown et al., 1994). Estas diferenças influenciam o fluxo de matéria orgânica e, conseqüentemente, a disponibilidade de nutrientes.

A biomassa viva é composta, principalmente, por água, sendo o teor de água armazenado dependente do compartimento do vegetal em questão, da espécie arbórea e das condições edafoclimáticas. Avaliações do conteúdo de água dos componentes (folhas, flores, frutos, caules, galhos, serapilheira e raízes) da biomassa de uma floresta tropical úmida do Panamá apresentaram, em média, 66% de umidade na estação úmida e 52% na estação seca. Os frutos e as folhas continham os maiores

teores de umidade, respectivamente, 85 e 64% na estação seca e 81 e 72% na estação úmida. As raízes apresentaram pequena variação entre as estações, cerca de 60% de umidade na estação seca e 62% na estação úmida. A serapilheira foi a que apresentou a maior oscilação, 21% de umidade na estação seca e 72% na estação úmida (Golley, 1978).

Retirando-se a água, a matéria seca que constitui a biomassa é formada principalmente por esqueletos de carbono e o restante por nutrientes, cuja concentração varia com a espécie arbórea, sua fase de desenvolvimento, seu estado nutricional, características edafoclimáticas e com o órgão do vegetal (Larcher, 1986).

Estes elementos, que participam da constituição dos tecidos vegetais, são agentes catalíticos em diversas reações, reguladores osmóticos, componentes de sistemas tamponizantes, controladores da permeabilidade da membrana, entre outras funções.

Algumas associações entre microrganismos e plantas desempenham um papel importante para a obtenção de certos nutrientes. Dentre estas, destacam-se a simbiose entre leguminosas e bactérias fixadoras de nitrogênio e associações mutualistas entre raízes da maioria dos vegetais superiores e fungos do solo, denominados micorrizas (Siqueira & Franco, 1988). O uso destas associações com espécies de leguminosas arbóreas tem-se apresentado como uma boa alternativa para a revegetação de solos degradados (Hrudayanath et al., 1995; Franco & Faria, 1997). Estas plantas, através da associação com rizóbio, podem se tornar auto suficientes em nitrogênio e também podem ter sua capacidade de absorção de nutrientes incrementada, principalmente de fósforo, devido a colonização de suas raízes por fungos micorrízicos. Estes mecanismos facilitam o estabelecimento destas plantas em solos de baixa fertilidade natural ou em solos com acentuado estado de degradação, onde parte do horizonte e/ou horizontes superficiais foram removidos e a matéria orgânica é praticamente inexistente. Dessa forma, essa simbiose tripartite, leguminosa-rizóbio-fungos micorrízicos, pode se constituir em uma estratégia viável para a etapa inicial do processo de recuperação de áreas degradadas (Franco et al., 1995). Através da cobertura do solo pela parte aérea das plantas e pela camada de serapilheira que vai se

formando, diminui-se a ação dos processos erosivos e incorpora-se, principalmente, C e N no sistema. Gera também a translocação de nutrientes de camadas mais profundas para a superfície, através da absorção pelas raízes e posterior retorno à superfície pela deposição e decomposição da serapilheira e raízes superficiais, estimulando novamente a ciclagem dos nutrientes entre a fitomassa e o substrato.

Avaliações do conteúdo de cinzas (elementos minerais) na matéria seca de vários grupos de plantas, mostram uma grande diferença na concentração total desses elementos (Larcher, 1986).

A partir da quantidade e da composição da cinza, pode-se inferir, além de características da espécie vegetal, informações sobre o suprimento de nutrientes do solo. A concentração de nutrientes nos tecidos vegetais reflete a influência da fertilidade do solo. Florestas tropicais sobre solos férteis apresentam, geralmente, altos teores de todos os nutrientes (Vitousek & Sanford, 1986). Entretanto, plantas de solos ácidos, com baixos teores de nutrientes, possuem geralmente pouca cinza (1-3% de matéria seca). Já plantas de solos salinos, possuem teores altos (até 55% da matéria seca), contendo quantidades de Na, Mg, Cl e S acima da média. De forma geral, os elementos de maior concentração são o N, K e Ca, em torno de 1 a 5% da matéria seca. As folhas e os tecidos corticais acumulam a maior parte dos nutrientes. O lenho apresenta teor relativamente baixo, variando de 0,2 a 1% (Larcher, 1986).

Na fase inicial do crescimento, a maior parte dos nutrientes está contida nas folhas. À medida que a idade aumenta, ocorre uma translocação de nutrientes de órgãos senescentes para regiões de crescimento da árvore (Haag, 1985).

O teor de nutrientes das folhas se correlaciona com o teor desses elementos nos outros órgãos da planta, dessa forma, esses valores têm sido utilizados como um indicador do estado nutricional da planta (Vitousek & Sanford, 1986).

Avaliando-se a produção de matéria seca das diferentes partes do vegetal e seu teor de nutrientes, pode-se calcular o estoque de nutrientes dos vários componentes da fitomassa. Essa informação é

fundamental para avaliações da ciclagem de nutrientes e para projetos de exploração, onde pode-se conhecer qual a quantidade de elementos está sendo mantida no sistema e qual está sendo exportada através da retirada de produtos, como madeira, frutos etc. (Tabelas 3 e 4).

A acumulação dos nutrientes nos diferentes órgãos da planta varia bastante. Caules e troncos geralmente acumulam a maior quantidade de matéria seca e nutrientes (Tabelas 3 e 4).

TABELA 3. Acúmulo de matéria seca e nutrientes em diferentes componentes da parte aérea de *Acacia mangium* com 7 anos de idade (adaptado de Halenda, 1989).

Componentes	N	P	K	Ca	Mg	Biomassa	
						Mg ha ⁻¹	%
Flores e frutos	14,7 (2,4)	0,7 (2,2)	8,7 (2,9)	1,6 (0,4)	0,9 (1,9)	0,6	0,5
Folhas	148,1 (24,0)	5,5 (16,6)	67,4 (22,7)	33,2 (8,2)	8,0 (16,4)	4,7	3,8
Galhos (> 1cm de diâmetro)	24,9 (4,0)	1,3 (4,0)	21,6 (7,2)	25,8 (6,4)	2,9 (6,0)	2,9	2,4
Galhos (1cm de diâmetro)	111,5 (18,1)	9,6 (28,9)	50,3 (16,9)	75,6 (18,7)	7,7 (15,9)	12,4	10,0
Galhos caídos	32,6 (5,3)	0,8 (2,3)	9,0 (3,0)	42,6 (10,6)	4,4 (9,2)	5,2	4,2
Tronco	284,2 (46,1)	15,3 (46,0)	140,6 (47,2)	225,1 (55,7)	24,5 (50,6)	97,4	79,0
<i>Total</i>	<i>616,0</i>	<i>33,2</i>	<i>297,7</i>	<i>404,0</i>	<i>48,4</i>	<i>123,2</i>	<i>100,0</i>

Nota: os valores dentro dos parênteses representam o percentual de cada nutriente.

TABELA 4. Acúmulo de nutrientes em diferentes componentes da parte aérea de *Pinus elliottii* var. *elliottii* com 24 anos de idade (modificado de La Torraca et al., 1984).

Nutrientes	Acículas	Ramos	Casca	Fuste	Total	Madeira m ³ /ha
	kg ha ⁻¹					
N	247,81	157,73	110,14	378,18	893,86	7,77
P	9,95	17,05	9,72	39,80	76,52	0,66
K	43,97	38,87	35,63	99,52	217,99	1,89
Ca	21,98	34,10	6,48	19,90	82,46	0,72
Mg	17,99	25,58	6,48	39,81	89,96	0,78
S	13,93	25,58	22,68	19,90	82,09	0,71
B	0,24	0,49	0,33	1,43	2,49	0,02
Cu	0,06	0,16	0,11	0,44	0,77	0,07
Fe	2,28	6,31	2,35	3,58	14,43	0,12
Mn	12,88	8,47	2,19	17,45	40,99	0,36

Florestas implantadas, quando manejadas de maneira inadequada, podem exportar grandes quantidades de nutrientes (Tabelas 3 e 4), acarretando uma diminuição da capacidade produtiva do sítio, a menos que pesadas adubações sejam efetuadas. Dessa forma, um planejamento adequado da exploração florestal se faz necessário tanto em florestas nativas como em implantadas. A exploração com retirada apenas do tronco diminui consideravelmente a exportação de nutrientes

em comparação com a forma de exploração que se retira toda a parte aérea (Tabelas 3 e 4). Em média, para os nutrientes analisados na *Acacia mangium* (Tabela 3), esta forma de manejo proporciona a manutenção no sistema de 50% dos nutrientes incorporados na parte aérea. Enquanto para o *Pinus elliottii* var. *elliottii* (Tabela 4), esta técnica representa a preservação de 58% do N total, 48% do P, 54% do K, 76% do Ca, 56% do Mg, 76% do S, 43% do B, 43% do Cu, 75% do Fe e 57% do Mn.

A quantidade de nutrientes exportados vai depender da espécie utilizada, da idade do corte e da utilização total ou parcial da árvore. Existem diferenças entre espécies arbóreas quanto a eficiência do uso de nutrientes para a produção de biomassa (Poggiani, 1980).

Em uma escala mais ampla, a produtividade florestal é determinada pela distribuição de chuvas que influenciam a disponibilidade de água no solo e, numa escala mais restrita, pela disponibilidade de nutrientes. A extração de nutrientes dos solos tropicais é bastante influenciada pelo regime hídrico do solo, devido ao efeito que a água exerce na decomposição da matéria orgânica e no transporte de nutrientes para a superfície das raízes. Em geral, a nutrição da planta é melhor em regiões onde a disponibilidade de água é maior e mais contínua, em razão do melhor transporte dos nutrientes no solo por fluxo de massa e, em especial, por difusão (Barros & Novais, 1996).

Em florestas nativas e implantadas, a acumulação líquida de nutrientes pela biomassa é a diferença entre o total de nutrientes absorvidos e o total retornado ao solo via serapilheira, lixiviação da copa e morte das raízes (Pritchett, 1979). Dentre os mecanismos de transferência dos nutrientes da biomassa vegetal para o solo, destaca-se a deposição de resíduos da parte aérea das plantas que irão formar a serapilheira e a decomposição desta camada, sendo necessário um maior conhecimento desses processos para que se possa manejar ou preservar adequadamente esses ecossistemas.

4 RETORNO DOS NUTRIENTES DA FITOMASSA PARA O SOLO

Os principais mecanismos responsáveis pela transferência dos nutrientes da biomassa de espécies arbóreas para o solo são a lavagem da vegetação pela chuva, que extrai substâncias minerais e orgânicas das estruturas da parte aérea, e a decomposição da biomassa morta, que inclui a serapilheira, troncos e galhos caídos e raízes mortas (Sanchez, 1976).

4.1 Transferência de nutrientes da fitomassa para o solo através da chuva

Através do escoamento pelos troncos (*stemflow*) ou pela precipitação que atravessa o dossel (*throughfall*), a chuva carrega para o solo nutrientes (Tabela 5) e compostos orgânicos acumulados nas diferentes estruturas da parte aérea.

TABELA 5. Teor dos nutrientes na água da chuva escoada pelos troncos (*stemflow*) e na que atravessa o dossel (*throughfall*), em uma floresta tropical (adaptado de Sanchez, 1976).

Chuva	NO ₃	K + Na	Ca	Mg	SO ₄
	g kg ⁻¹				
Chuva fora da floresta	0,0001	0,0036	0,0009	0,0007	0,0011
<i>Stemflow</i>	0,0006	0,0141	0,0021	0,0012	0,0030
<i>Throughfall</i>	0,0017	0,0047	0,0017	0,0009	0,0001

Comparando-se o teor dos nutrientes da água da chuva coletada fora da floresta com o da água da chuva que escoar pelos troncos e a que atravessa o dossel, verifica-se um aumento da concentração de nutrientes na água da chuva que incide dentro da floresta. A lavagem do

dossel contribuiu principalmente com nitrogênio e cálcio e o escoamento pelo tronco com todos os elementos apresentados na tabela (Tabela 5).

Determinações da concentração de elementos na água da chuva em uma floresta tropical úmida revelaram que a água da chuva contém concentrações relativamente altas de K, Ca e Na. Depois de passar através da copa, a água é enriquecida de K, Mg, Fe e Ca (Golley, 1978).

A quantidade de nutrientes extraídos pela chuva depende, dentre outras características da vegetação, da morfologia e concentração de elementos de seus galhos, troncos, folhas e estruturas reprodutivas. Dessa forma, além de características genéticas das plantas, que possuem exigências nutricionais distintas, todos os fatores do meio que interferem em sua nutrição, vão alterar a quantidade de nutrientes carregados pela chuva, encontrando-se diferenças dependendo da espécie arbórea (Tabela 6) ou das condições do meio.

TABELA 6. Deposição de Ca, Mg e K através da lavagem do material vegetal pela chuva de diferentes espécies arbóreas (modificado de Gonzalez & Gallardo, 1982).

Espécie	Ca	Mg	K
	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹		
<i>Picea abies</i>	21,0	7,0	21,0
<i>Quercus robur</i>	20,6	11,3	60,8
<i>Pinus radiata</i>	20,5	13,9	76,1
<i>Quercus ilex</i>	20,0	3,5	29,0
<i>Fagus sylvatica</i>	16,0	3,0	10,0
<i>Quercus petraea</i>	10,0	4,7	25,0

Verificam-se altas quantidades de Mg e K transportadas via água da chuva sob a cobertura de *Quercus robur* e *Pinus radiata* em relação as outras espécies citadas na tabela anterior. As quantidades de Ca não apresentaram grandes variações entre as espécies, sendo a menor quantidade observada sob o povoamento de *Quercus petraea* (Tabela 6).

Avaliações das diferenças entre os teores de NO_3^- , NH_4 , K, Ca e Na na água da chuva e os detectados na água da chuva coletada sob diferentes povoamentos de *Eucalyptus* na Austrália, mostraram um acréscimo nas concentrações desses elementos devido à lavagem do dossel, em torno de ($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$): 0,4 de NO_3^- ; 0,1 de NH_4 ; 9,3 de K; 0,9 de Ca e 6,2 de Na (Adams & Attiwill, 1986).

Deposição de substâncias orgânicas solúveis na água da chuva sob ecossistemas florestais também tem sido observados. Há registros de cerca de $350 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de matéria orgânica hidrosolúvel em um bosque de *Quercus petraea*, dos quais cerca de $90 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ eram de glicídios (Gonzalez & Gallardo, 1982).

Os teores destes compostos orgânicos e nutrientes carreados da superfície vegetal pela chuva variam ao longo do ano. Isto tem sido atribuído, principalmente, às mudanças fisiológicas da planta entre as fases vegetativas e reprodutivas.

Análises da água da chuva durante o ano sob um agroecossistema de cacau mostraram grandes diferenças na concentração de alguns elementos (Gama-Rodrigues & Calheiros, 1991). Portanto, a quantidade de nutrientes removidas da cobertura vegetal pela precipitação, não pode ser obtida apenas de uma análise do teor destes elementos na água da chuva e correlacionada com a quantidade total precipitada abaixo da cobertura florestal. Uma análise adequada deste mecanismo de transferência de nutrientes da fitomassa para o solo requer análises nas diferentes épocas do ano.

De um modo geral, as chuvas desempenham uma função importante na ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais, sendo sua contribuição variável de acordo com a cobertura vegetal e a fenologia das plantas. Comparando-se este processo ao de ciclagem de nutrientes via serapilheira, verifica-se que o último responde pela maior parte dos nutrientes ciclados em ecossistemas florestais.

4.2 Transferência de nutrientes da fitomassa para o solo via serapilheira

Quantidades significativas de nutrientes podem retornar ao solo através da queda de componentes senescentes da parte aérea das plantas e sua posterior decomposição. Estes fragmentos orgânicos, ao caírem sobre o solo, formam uma camada denominada de serapilheira. Esta camada orgânica tem sido considerada a principal agente responsável pela ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais tropicais (Haag, 1985; Adams & Attiwill, 1986; Swamy & Proctor, 1994).

A formação da camada de serapilheira, típica dos solos florestais, depende basicamente da quantidade de resíduos orgânicos despejados da parte aérea das plantas e da taxa de decomposição desses materiais (Pritchett, 1979; Vitousek & Sanford, 1986). Nesse sentido, é importante conhecer qual a quantidade produzida desse material (MFS), o seu teor em nutrientes e compostos orgânicos e a sua velocidade de decomposição nos diferentes povoamentos florestais, nativos e implantados, sob as variadas condições edafoclimáticas existentes.

4.2.1 Deposição de material formador da serapilheira (MFS)

A queda de folhas e outros componentes da parte aérea que irão formar a serapilheira constitui-se num importante mecanismo de transferência de nutrientes da fitomassa vegetal para o solo (Poggiani et al., 1987). Este processo é causado pela senescência de partes da planta, devido a mudanças metabólicas associadas à fisiologia de cada espécie, e também por estímulos provenientes do ambiente, como o fotoperíodo, temperatura, estresse hídrico, etc. (Galston & Davies, 1972).

Vários fatores afetam a quantidade de resíduos que caem da parte aérea das plantas e irão formar a serapilheira, dentre estes destacam-se o clima, o solo, as características genéticas das plantas, a idade do povoamento florestal e a densidade de plantas (Gonzalez & Gallardo, 1982).

Das variáveis climáticas, a precipitação e a temperatura são as que exercem maior influência. Regiões que apresentam alto índice pluviométrico, em geral, produzem maior quantidade de materiais orgânicos que irão formar a serapilheira, do que locais com baixo índice pluviométrico (Gonzalez & Gallardo, 1982).

Além da precipitação total, a distribuição das chuvas ao longo do ano também influencia a taxa de deposição, sendo verificada com frequência uma maior taxa de deposição no período seco (Silva, 1982; Peres et al., 1983; Swamy & Proctor, 1994). Estudos em quatro sítios com floresta tropical na Índia, por três anos consecutivos, registraram uma maior taxa de deposição no período seco (Swamy & Proctor, 1994). Entretanto, há estudos em que este efeito não foi observado (Klinge, 1977; Jackson, 1978). Avaliações da queda de material formador da serapilheira na floresta amazônica registraram maiores deposições nos meses de maior precipitação, sendo que, no período seco, ocorreram altas proporções de flores, frutos e galhos finos (Klinge, 1977).

Com relação à temperatura, observa-se uma menor produção desse material em regiões de baixa temperatura do que nas regiões tropicais (Tabela 7).

TABELA 7. Deposição de material formador da serapilheira (MFS) e de folhas de florestas de quatro zonas climáticas (adaptado de Bray & Gorham, 1964 e O'Neill & DeAngelis, 1980).

Zona climática	Bray & Gorham, 1983		O'Neill & DeAngelis, 1980	
	MFS	Folhas	MFS	Folhas
	Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹		Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹	
Ártica	1,0	0,7	3,3	2,2
Fria	3,5	2,5	4,6	3,0
Quente	5,5	3,6	4,7	3,5
Equatorial	10,9	6,8	9,3	6,6

A participação do solo neste processo reside na disponibilidade de água e nutrientes para a produção de fitomassa que, conseqüentemente, contribui para a deposição de resíduos orgânicos. Florestas sobre solos de baixa fertilidade, em geral, retornam menor quantidade de MFS do que em solos férteis (Tabela 8), desenvolvendo mecanismos capazes de conservar nutrientes, como a absorção de nutrientes diretamente da serapilheira através de interações entre fungos e raízes (Herrera et al., 1978).

TABELA 8. Acúmulo de matéria seca e nutrientes no material formador da serapilheira (MFS) de florestas tropicais (adaptado de Vitousek & Sanford, 1986).

Local	MFS Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹	N	P	K	Ca	Mg
<i>Solos de fertilidade média</i>						
Gana	10,7	202	7,4	68	209	45
Zaire	12,4	224	7,0	48	105	53
Panamá	11,4	-	9,4	29	256	34
Panamá	11,1	195	15,0	47	212	26
Costa Rica	8,1	135	6,0	20	59	16
Guatemala	9,0	169	5,8	20	88	64
China	11,6	169	11,0	29	108	51
Sarawak	11,5	110	4,1	26	290	20
Austrália	9,0	134	12,0	64	226	29
Austrália	10,4	124	10,2	56	159	36
<i>Solos de baixa fertilidade</i>						
Colômbia (área plana)	12,0	141	4,2	17	90	20
Colômbia (área declivosa)	8,7	103	3,4	30	124	11
Brasil	9,9	156	4,1	17	33	27
Brasil	7,3	106	2,1	13	18	14
Brasil	7,9	114	2,2	18	42	14
Brasil	6,4	74	1,4	21	20	1
<i>Áreas montanhosas</i>						
Nova Guiné	7,6	90	5,0	28	95	19
Venezuela	7,0	69	4,0	33	43	14
Porto Rico	5,5	88	1,0	7	50	10
Filipinas	5,3	89	4,8	16	61	9
Sarawak	11,0	86	2,5	31	21	16
Sarawak	3,6	28	1,1	6	7	6
Jamaica	5,5	49	1,5	39	50	17
Jamaica	6,6	39	1,3	15	34	19
Hawai	5,2	37	2,1	12	84	10

Em média, as florestas tropicais sobre solos de baixa fertilidade apresentaram cerca de $7,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de matéria seca na forma de resíduos orgânicos formadores da serapilheira, enquanto que, em solos de fertilidade média, essa produção foi de $10,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e, nas áreas montanhosas, de $6,3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 8). Resultado similar para áreas montanhosas foi observado na média dos dados apresentados na Tabela 9, que ficou em torno de $6,7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Para as florestas tropicais de terras baixas e para as florestas decíduas de clima temperado, também citadas na Tabela 9, as médias foram respectivamente, $9,3$ e $5,3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, indicando que a quantidade aportada de MFS em florestas tropicais de altitude elevada se aproxima da obtida em florestas de clima temperado.

A capacidade de produção de resíduos da parte aérea de cada espécie é outro fator importante. De um modo geral, a produtividade das gimnospermas é superior a das angiospermas. Essa taxa de deposição modifica-se, ainda, de acordo com a fase de desenvolvimento da planta ou do ecossistema florestal, supõem-se que ocorra aumentos na produção desse material em função de aumentos da idade da floresta, até que atinja a maturidade ou o clímax (Gonzalez & Gallardo, 1982). Deposições crescentes de MFS com o decorrer do tempo foram observadas em povoamentos de *Paraserianthes falcataria* nas Filipinas, medidas por três anos consecutivos (Besana & Tomenang, 1991).

As práticas de manejo também afetam o fluxo de matéria orgânica e nutrientes através do MFS. Estudos da deposição de N e P, através da queda de acículas senescentes de *Pinus elliottii* var. *elliotti* e *Pinus taeda* com seis anos de idade na Flórida, mostraram que o tratamento que recebeu adubação anual e controle de invasoras aumentou em cerca de 6,3 vezes a deposição anual de N (de $2,5$ para $15,8 \text{ kg ha}^{-1}$) para o *Pinus elliottii* e, em 13,3 vezes (de $1,5$ para $19,9 \text{ kg ha}^{-1}$), para o *Pinus taeda* em relação aos tratamentos testemunhas. Efeito similar foi observado para o P (Tea & Jokela, 1994).

TABELA 9. Matéria seca do material formador da serapilheira (MFS), da serapilheira e coeficiente k (MFS/serapilheira) de algumas florestas tropicais e decíduas de clima temperado (adaptado de Anderson & Swift, 1983 e Morellato, 1992).

Local	MFS Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹	Serapilheira Mg ha ⁻¹	k	
<i>Floresta tropical (terras baixas)</i>				
• Malaya	10,6	3,2	3,3	
• Zaire	12,3	3,9	3,2	
• Nigéria	5,6	1,7 ⁽¹⁾	3,3	
		2,5 ⁽²⁾	2,2	
• Gana	9,7	4,9	2	
• Colômbia	8,5	5,0	1,7	
• Trinidad	6,8	4,2	1,6	
		7,0	1,8	
• Sarawak	9,4	5,5	1,7	
		10,4	1,5	
• Nova Guiné	9,8	8,2	1,2	
• Panamá	13,3	11,2	1,2	
• Brasil (Manaus)	7,6	7,2	1,1	
<i>Floresta tropical secundária</i>				
• Brasil (São Paulo)	9,4	6,6	1,4	
<i>Floresta tropical clímax</i>				
• Brasil (Rio Claro, SP)	8,6	5,7	1,5	
	(Anhembi, SP)	9,1	8,6	1,1
	(Araras, SP)	11,6	8,2	1,4
	(Jundiaí, SP)	8,6	5,5	1,6

Floresta tropical (área montanhosa)

• Brasil (Jundiá, SP)	7,0	5,5	1,3
• Colômbia	10,1	16,5	0,6
• Porto Rico	4,8	5,1	0,9
• Jamaica	4,9	8,1	0,6
	5,5	11,7	0,5
• Nova-Guiné	6,8	6,1	1,1
	7,6	7,7	1,0

Floresta decídua (clima temperado)

• Holanda	3,1	3,6	0,9
• Bélgica	5,6	5,6	1,0
• U.S.A. (Flórida)	5,3	4,8	1,1
(Nova Jérsei)	10,7	8,2	1,3
(Missouri)	6,2	7,6	0,8
(Tennessee)	4,5	10,5	0,4
(Minnesota)	4,6	12,6	0,4

¹¹ Estação úmida.¹² Estação seca.

A ocorrência de intempéries atípicas do clima da região de estudo, como estiagens prolongadas, tempestades, vendavais, etc., pode modificar a deposição de MFS de um ano para outro, sendo importante considerar estes eventos para se obter valores mais precisos da quantidade desse material produzido anualmente. Além de fatores ambientais inesperados que podem interferir na precisão dos resultados de queda de resíduos da parte aérea, a falta de uma metodologia padrão também acarreta diferenças nesses valores, dificultando a comparação de dados entre ecossistemas (Proctor, 1983).

Alguns trabalhos consideram apenas as folhas para avaliação da deposição de MFS, enquanto outros incluem folhas, estruturas

reprodutivas e galhos finos e ainda existem aqueles que, além de todos esses componentes, incluem galhos grossos e troncos e também restos e fezes de animais, o que prejudica a comparação desses estudos. Outra característica metodológica relevante é o número, o tamanho e o formato dos coletores de MFS. Devido à grande variação que possa existir entre a deposição de MFS de um ponto para outro, principalmente sob povoamentos heterogêneos, tem sido recomendado que sejam utilizados no mínimo 20 coletores para cada unidade amostral. O que se observa, é que muitos estudos utilizam um número menor, com formas e dimensões variadas desses coletores. O tempo entre coletas dos resíduos que irão formar a serapilheira, também influencia a qualidade dos resultados, podendo-se subestimar a matéria seca e o teor de nutrientes desse material quando se adota intervalos de coletas prolongados. Quanto maior for esse intervalo, maior será o tempo de exposição desse material ao ataque de organismos ou lavagem pela chuva (Proctor, 1983).

Diante das diferenças metodológicas apresentadas, é importante definir uma metodologia padrão para avaliar a deposição de MFS, possibilitando assim traçar comparações entre ecossistemas florestais. Em uma tentativa de se padronizar esses estudos, Anderson & Ingran (1993) sugerem que se considere como componentes da serapilheira as seguintes frações: folhas, galhos com diâmetro menor que 2cm, estruturas reprodutivas (flores e frutos) e refugo (fragmentos menores que 5mm).

Observações gerais, identificaram uma maior produção de MFS nas florestas da zona equatorial, em relação às outras partes do mundo (Tabela 7). As folhas representam em média cerca de 70% do MFS total nos diferentes ecossistemas (Tabela 7). Avaliações em povoamentos homogêneos de *Mimosa caesalpiniiifolia*, *Acacia mangium* e *Acacia holosericea* com 4 anos de idade em Seropédica (RJ), registraram uma deposição anual de MFS em torno de 9 a 10 Mg ha, com 70% de folhas para a *Acacia mangium* e 64% para as outras leguminosas (Andrade, 1997).

Estudos específicos em ambientes tropicais reportam grandes variações, desde 3,6 a 12,4 toneladas de matéria seca na forma de MFS anualmente (Tabela 8).

De acordo com a Tabela 10, verifica-se que a maior parte das florestas sob solos de fertilidade média depositam maior quantidade de MFS do que as outras, retornando ao solo quantidades significativas de todos os nutrientes. Em contraste, florestas sob solos de baixa fertilidade e áreas montanhosas transferem via MFS pequenas quantidades de nutrientes, principalmente P e Ca na primeira e N e P na segunda (Tabela 10).

Comparações da deposição de matéria seca e nutrientes através da queda de folheto em povoamentos homogêneos de *Eucalyptus saligna* e *Pinus caribaea* var. *hondurensis*, plantados próximo a Piracicaba e Agudos-SP, respectivamente, registraram uma maior deposição de matéria seca sob a cobertura de *Pinus*. Entretanto, a quantidade de nutrientes do folheto de *Pinus* foi superior a do *Eucalyptus* apenas para o N e o K, sendo similar para o P e inferior para o Ca e Mg (Tabela 10).

TABELA 10. Acúmulo de matéria seca e nutrientes nas folhas que irão formar a serapilheira (*leaf-fall*) e nas depositadas sobre o solo (*leaf-litter*) de *Eucalyptus saligna* e *Pinus caribaea* var. *hondurensis*. Valores médios de 3 anos de coletas para a queda de folheto (adaptado de Poggiani, 1985).

Espécie	<i>Leaf-fall</i>						<i>Leaf-litter</i>					
	N	P	K	Ca	Mg	N	P	K	Ca	Mg		
	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹						kg ha ⁻¹ ano ⁻¹					
<i>Eucalyptus saligna</i>	4.490,7	27,3	2,2	16,6	44,0	9,2	7.936,0	50,2	4,6	10,6	59,5	14,6
<i>Pinus caribaea</i>	8.373,6	43,7	2,2	22,2	20,4	6,4	20.238,0	155,6	8,5	19,8	38,2	8,9

Estudos da deposição de nutrientes através da queda de folheto em experimento de revegetação de área degradada pela mineração de xisto betuminoso, mostraram diferenças entre as espécies testadas, principalmente com relação ao nitrogênio, devido a uma das espécies ser fixadora de nitrogênio atmosférico (Tabela 11).

TABELA 11. Acúmulo de matéria seca e nutrientes nas folhas que irão formar a serapilheira (*leaf-fall*) de *Pinus taeda*, *Eucalyptus viminalis*, *Mimosa scabrella* e *Mimosa scabrella* não adubada. Valores médios de 3 anos de coletas para a queda de folheto (adaptado de Poggiani, 1987).

Espécie	<i>Leaf-fall</i>	N	P	K	Ca	Mg
<i>Pinus taeda</i>	4.391,7	20,8	2,7	7,9	29,6	6,4
<i>Eucalyptus viminalis</i>	2.791,1	25,4	1,1	9,8	41,2	3,8
<i>Mimosa scabrella</i>	4.081,6	90,9	3,3	13,6	30,8	6,2
<i>Mimosa scabrella</i> não adubada	4.790,9	104,8	3,8	14,5	31,9	6,9

A leguminosa arbórea, mesmo sem receber nenhuma adubação, foi capaz de transferir, via deposição de folheto, cerca de 76 e 80% a mais de N, 71 e 29% a mais de P e 32 e 54% a mais de K do que o *Pinus* e o *Eucalyptus*, respectivamente (Tabela 11).

Além da mensuração da quantidade de matéria seca e nutrientes do MFS, é de interesse conhecer o percentual das estruturas da parte aérea que compõem este material nas diferentes épocas do ano e também a quantidade de matéria seca e elementos estocados na serapilheira depositada sobre o solo, assim como sua velocidade de decomposição.

5 DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA

Uma das etapas mais importantes da ciclagem de nutrientes é a decomposição da manta orgânica sobre o piso florestal (Haag, 1985). O acúmulo de serapilheira na superfície do solo, é regulado pela quantidade de material que cai da parte aérea das plantas (MFS) e sua taxa de decomposição. Quanto maior a quantidade que cai desse material e quanto menor sua velocidade de decomposição, maior será a camada de serapilheira. Para que se tenha uma mesma quantidade de serapilheira sobre o solo ao longo do ano, é necessário que haja uma maior taxa de decomposição dessa camada quando houver uma maior taxa de deposição de material e vice-versa. Nesse contexto, é de grande importância se entender os mecanismos que regulam esse processo dinâmico, onde a entrada de material através da deposição e a saída ou transformação via decomposição acontecem quase que simultaneamente.

A decomposição dessa camada possibilita que parte do carbono, incorporado na fitomassa pela fotossíntese, retorne à atmosfera como CO_2 , e os outros elementos absorvidos passem para uma forma novamente utilizável pelas plantas. Este mecanismo é regulado principalmente por três grupos de variáveis: a natureza da comunidade decompositora (os macro e microrganismos); as características do material orgânico, que determinam sua degradabilidade (a qualidade do material); e as condições físico-químicas do meio ambiente, as quais são controladas pelo clima e pelas características edáficas do sítio (Aber & Melillo, 1978; Swift et al., 1979; Lekha & Gupta, 1989).

A degradação da serapilheira é um processo contínuo, podendo ter início antes mesmo do material atingir o solo. Algumas folhas verdes podem abrigar, ainda na própria árvore, microrganismos e insetos que já dão início ao processo de decomposição. As folhas também liberam continuamente, de acordo com sua idade e estado fitossanitário, carboidratos, ácidos orgânicos, aminoácidos e, sobretudo, potássio. Assim, pode-se considerar as seguintes etapas no processo de decomposição: lavagem de compostos hidrossolúveis e colonização microbiana; ataque da mesofauna e de microrganismos, com fragmentação, transporte, mistura e biodegradação do material; e, por

último, transformação húmica e mineral (Gonzalez & Gallardo, 1982). Em outras palavras, a decomposição da matéria orgânica pode ser dividida em três processos básicos que ocorrem simultaneamente: lixiviação (retirada de material solúvel pela ação da água da chuva), intemperismo (ruptura mecânica dos detritos) e ação biológica (fragmentação gradual e oxidação dos detritos pelos organismos vivos); esses processos iniciam-se quando o tecido vegetal se forma e continuam por toda a sua vida (Haag, 1985).

O tempo de permanência dos nutrientes estocados na serapilheira dependem da velocidade de decomposição desse material, o qual varia de uma forma mais ampla de acordo com a latitude, altitude e o tipo de cobertura florestal.

Em geral, o K é o nutriente de mais rápida liberação da serapilheira em todos os ecossistemas (Andrade, 1997; Gama-Rodrigues, 1997).

Avaliações da serapilheira acumulada sobre o solo por Lugo et al. (1990), em dez diferentes povoamentos florestais com 26 anos de idade plantados sob as mesmas condições edafoclimáticas em Porto Rico, mostraram desde 5 até 27,2 Mg ha⁻¹, com uma correlação negativa entre a acumulação de serapilheira e os teores de elementos nesse material, indicando que as serapilheiras com maior concentração de nutrientes apresentavam maior velocidade de decomposição. Verificaram, também, que os teores de nutrientes aumentavam do material recém depositado para a serapilheira fragmentada, já em estágio avançado de decomposição, e a quantidade de nutrientes estocadas na serapilheira influenciava, na mesma ordem de magnitude, a quantidade de elementos disponíveis na camada de 0-10cm de profundidade do solo. Sugerindo que, dependendo das características da camada de serapilheira formada por cada espécie arbórea, haverá diferenças na concentração e disponibilidade de nutrientes do solo.

A dinâmica desse processo depende, dentre outros fatores, das características de cada componente da serapilheira, tais como o teor de lignina e nutrientes, resistência, componentes secundários, massa e tamanho do material (Haag, 1985). Dos componentes da serapilheira, as folhas em geral estão em maior proporção e apresentam a maior taxa de

decomposição (Fassbender, 1993), porém, existe também uma fração de difícil decomposição, com muitas estruturas lignificadas, que representam em torno de 30 a 40% da serapilheira (Anderson & Swift, 1983).

Sob as mesmas condições edafoclimáticas, a velocidade de decomposição da serapilheira vai variar de acordo com a percentagem de lignina, polifenóis, carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre, entre outros componentes (Swift et al., 1979). A relação entre algumas dessas substâncias tem sido usada para explicar as diferenças entre a velocidade de decomposição de materiais orgânicos.

As taxas de decomposição da serapilheira de algumas espécies de clima temperado mostraram-se correlacionadas negativamente com a proporção inicial de lignina/nitrogênio (Mellilo et al., 1982). O mesmo efeito foi observado por Kachaka et al. (1993), estudando a mineralização de N das folhas de diferentes espécies arbóreas (*Leucaena leucocephala*, *Senna siamea*, *Dactyladenia barteri* e *Flamingia macrophylla*), onde identificaram, além da relação lignina/N como um bom indicador da decomposição, a relação lignina + polifenol/N também se mostrou adequada. Já Taylor et al. (1989) defendem a teoria de que a relação C/N seria o melhor parâmetro para estimar as taxas de decomposição e a relação lignina/N deveria ser considerada principalmente em estágios mais avançados de decomposição. Palm & Sanchez (1990,1991) e Oglesby & Fownes (1992), observaram que a liberação de nitrogênio das folhas de leguminosas tropicais se correlacionava melhor com a concentração de polifenóis, do que com os outros parâmetros citados anteriormente. Sugerindo que espécies com alto teor de polifenóis liberam mais lentamente o nitrogênio.

De forma geral, os tecidos vegetais são compostos por uma ampla e complexa variedade de substâncias orgânicas, podendo ser divididos em seis grandes grupos (Waksman, 1952):

- **celulose**: 15 a 60%;
- **hemicelulose**: 10 a 30%;
- **lignina**: 5 a 30%;

- **fração solúvel em água:** 5 a 30% (açúcares simples, aminoácidos e ácidos alifáticos);
- **fração solúvel em éter ou em álcool:** 1 a 15% (gorduras, óleos, ceras, resinas e alguns pigmentos); e
- **proteínas:** 1 a 10%.

De acordo com a espécie vegetal e a idade da planta, esses teores variam. Plantas jovens são ricas em proteínas, enquanto, à medida que estas envelhecem, as frações celulose, hemicelulose e lignina aumentam (Waksman, 1952).

Em termos de célula vegetal, verificam-se diferenças na velocidade de decomposição entre as substâncias solúveis no citoplasma e os constituintes da parede celular. A parede celular apresenta uma grande variação em espessura, composição e estrutura, devido, em parte, ao papel que a célula desempenha na planta, e, em parte, à idade da célula e condições ambientais. Em geral, a parede celular é composta por celulose, hemicelulose, pectina, lignina, suberina, proteínas e água. A água é um dos componentes mais variáveis e importantes da parede. Em termos de matéria seca, uma parede celular primária típica de dicotiledônea consiste de 25-30% de celulose, 15-25% de hemicelulose, 35% de pectina e 5-10% de proteínas (Darvill et al., 1980). Esta pode ser constituída de três camadas, a lamela média (composta principalmente de substâncias pécticas), parede primária e parede secundária.

A celulose é o principal componente estrutural das plantas, confere-lhes rigidez e forma (Morrison & Boyd, 1983). É o composto orgânico de maior expressão na composição da madeira e fibras vegetais, sendo o polissacarídeo mais difundido na planta. Nos tecidos vegetais, a celulose está geralmente associada a outros polissacarídeos tais como: hemicelulose, lignina e pectinas. O teor de celulose nos tecidos vegetais é extremamente variável, atinge 90% nas fibras do algodão; 60% na madeira das coníferas e de 30 a 40% na palha dos cereais. Seu conteúdo varia com a idade e o tipo do vegetal, sendo maior em plantas lenhosas, na palha e nas folhas. Enquanto na grama jovem pode constituir apenas 15% do peso seco, em materiais lenhosos

pode atingir 50%. Para a maioria das plantas cultivadas, sua concentração varia de 15 a 40%, sendo o extremo inferior típico das plantas mais jovens (Alexander, 1977).

As hemiceluloses são outros polissacarídeos presentes em quantidades significativas na parede celular. Assemelham-se à celulose, porém são formadas por outras moléculas de açúcares (Cutter, 1986).

As ligninas são outra fração importante dos tecidos vegetais, sustentam cerca de 40% da energia solar armazenada nos vegetais superiores, possuindo, portanto, um papel altamente relevante dentro do ciclo do carbono (Abreu, 1994). Dada a sua grande ocorrência na natureza, tem-se aumentado cada vez mais o interesse pelo conhecimento de sua biossíntese e biodegradação (Lewis & Yamamoto, 1990; Palm & Sanchez, 1991; Abreu, 1994; Whetten & Sederoff, 1995).

A velocidade de degradação dos compostos orgânicos depende basicamente da estrutura de cada um deles juntamente com condições ambientais adequadas. Dessa forma, a concentração de lignina nos tecidos vegetais tem sido considerada como um dos fatores mais importantes na velocidade de decomposição em ecossistemas terrestres (Entry & Backman, 1995).

O teor de lignina foi considerado o parâmetro que mais se relacionou com as taxas de decomposição da serapilheira (Cortez et al., 1996), havendo um incremento nos teores de lignina com o decorrer da decomposição (Tabela 12).

A quantidade de lignina nos tecidos influencia, marcadamente, a velocidade de decomposição, o que torna os parâmetros que incluem o teor de lignina bons preditores desse processo dinâmico. Já a relação C/N parece não representar bem a degradação dos materiais orgânicos, por não levar em consideração a qualidade do carbono (Cortez et al., 1996).

TABELA 12. Conteúdo em celulose, hemicelulose, lignina e nitrogênio no material formador da serapilheira (MFS) e na serapilheira (S), após 1 ano de incubação no campo, de algumas espécies arbóreas (modificado de Cortez et al., 1996).

Componentes	Espécies arbóreas					
	<i>Quercus petraea</i>		<i>Fagus sylvatica</i>		<i>Castanea sativa</i>	
	MFS	S	MFS	S	MFS	S
%						
Celulose	29,6	28,4	32,4	21,4	34,3	31,2
Hemicelulose	26,4	22,8	23,7	24,0	35,1	36,3
Lignina	24,0	30,1	31,5	40,3	9,2	12,1
Nitrogênio	0,7	1,2	0,7	1,4	0,4	0,9

Análise de diferentes constituintes orgânicos das folhas de espécies arbóreas e arbustivas incubadas por meio de sacos para estudo da decomposição (*litterbags*), em dois ecossistemas na Espanha, identificaram duas fases no processo de decomposição: a primeira, de 1 a 2 meses, onde ocorre a perda dos compostos solúveis, e a fase posterior, de ataque dos compostos estruturais, que pode perdurar por anos, dependendo da constituição do material (Gallardo & Merino, 1993). Algumas transformações têm sido observadas durante estas fases, ocorrendo geralmente na seguinte ordem: biodegradação rápida da maioria dos hidrosolúveis e polissacarídeos, diminuição lenta de hidrosolúveis fenólicos e hemiceluloses e aumento relativo do conteúdo em ligninas e proteínas (Waksman, 1952). Análises desses compostos em diferentes componentes do reservatório orgânico de um bosque misto confirmaram estas mudanças (Tabela 13). Em geral, os diferentes componentes desses materiais são degradados por grupos especializados de microrganismos (Alexander, 1977).

TABELA 13. Composição em graxas, ceras e resinas, celuloses e hemiceluloses, lignina e proteína de alguns componentes do reservatório orgânico de um bosque misto na Espanha (adaptado de Gonzalez & Gallardo, 1982).

Componentes	Graxas, ceras e resinas	Celuloses e hemiceluloses	Lignina	Proteína
	%			
Acículas	28	40	24	3
Folhas	8	50	32	10
Serapilheira	5	33	52	10
Húmus	2	15	40	35

Comparando-se a composição das acículas e das folhas com a da serapilheira, verifica-se uma diminuição nos teores de graxas e ceras, celuloses e hemiceluloses e um aumento relativo no conteúdo de lignina (Tabela 13).

Os três principais índices que têm sido utilizados para medir a decomposição da camada de serapilheira são a respiração do solo, o valor k , relacionando à quantidade de material que cai do dossel (MFS) e a que está depositada sobre o solo (serapilheira) e avaliações diretas, através de medidas da perda de massa em sacos para o estudo da decomposição (*litterbags*) (Anderson & Swift, 1983).

O valor k tem sido amplamente utilizado para se avaliar a taxa de decaimento da serapilheira ou o tempo de renovação dessa camada (*turnover*). Algumas críticas a este tipo de estudo têm sido atribuídas ao seu uso indiscriminado em ecossistemas que ainda não atingiram um equilíbrio entre o material que cai e o material que é decomposto (Anderson & Swift, 1983). Em ecossistemas florestais tropicais os

valores de k , em geral, são maiores do que 1, sugerindo que o *turnover* desse material ocorre em um ano ou menos (Golley, 1978), enquanto os valores de k de florestas de clima temperado são menores do que 1, podendo chegar a valores abaixo de 0,1 para florestas de coníferas, indicando que o tempo de *turnover* da serapilheira perdura por anos (Tabela 9). De forma geral, o valor k em florestas tropicais de baixa altitude, varia de 1,1 até 3,3, em florestas decíduas de clima temperado este índice fica em torno de 0,4 a 1,3, e em florestas tropicais de maior altitude estes valores se aproximam mais das florestas de clima temperado do que das florestas tropicais de baixa altitude (Tabela 14). Isto sugere que o efeito da temperatura é marcante na velocidade de decomposição da serapilheira.

TABELA 14. Concentração de elementos nas folhas (F), no material formador da serapilheira (MFS) e na serapilheira (S) de duas florestas tropicais (adaptado de Golley, 1978).

Local	Estrato	P	K	Ca	Mg	Na	Co	Cu	Fe	Mn	Zn
		g kg ⁻¹					mg kg ⁻¹				
Tropical úmida (rio Sabana)	F	0,80	11,20	22,70	2,10	0,20	0,20	0,07	0,46	0,23	0,21
	MFS	1,56	2,57	17,54	3,09	0,69	0,40	0,06	1,32	0,91	0,27
	S	0,10	5,60	28,90	2,50	0,20	0,33	0,12	5,13	1,18	0,28
Tropical úmida (Baixo Montana)	F	0,29	10,20	11,00	3,72	2,80	0,80	0,07	2,59	3,71	-
	MFS	0,80	12,04	10,25	2,33	1,08	0,30	0,05	1,30	2,44	0,48
	S	0,16	5,00	14,70	2,30	0,30	0,39	0,13	1,79	3,69	0,39

Gama-Rodrigues (1997), avaliando nove coberturas florestais tropicais, encontrou valor k desde 1,62 a 0,41, o que dá uma amplitude de variação do tempo médio de residência da camada de serapilheira de 07 a 29 meses.

Andrade (1997), estudando três espécies de leguminosas arbóreas encontrou valor k igual a 1,22 para a *Mimosa caesalpinifolia*, 0,67 para a *Acacia mangium* e 1,04 para a *Acacia holosericea*. Estes valores sugerem que a decomposição ou a renovação da camada de serapilheira da *Mimosa caesalpinifolia* é mais rápida que a das outras duas espécies avaliadas, em torno de 10 meses. Enquanto que o tempo de renovação da camada de serapilheira da *Acacia mangium* é praticamente o dobro, em torno de 18 meses, o que evidencia a baixa taxa de decomposição do material produzido por esta espécie.

O estudo da decomposição através da perda de massa em sacos para o estudo da decomposição também possui alguns inconvenientes que podem prejudicar a precisão dos resultados. Sacos com tamanho de malha muito reduzida, podem excluir importantes organismos que participam do processo de decomposição. Já os que possuem malhas muito grandes podem acarretar uma alta perda de material no momento da coleta ou também permitir a entrada de uma fração nova de material, que não havia sido considerada na época da instalação. Estudos da decomposição do folheto de *Leucaena leucocephala* e *Populus deltoides* em *litterbags* com tamanho de malha diferente, 2mm e 95 μ m, verificaram maiores velocidades de decomposição no material incubado em sacos de maior malha (Lekha & Gupta, 1989).

Avaliações da velocidade de decomposição da serapilheira por meio de *litterbags* de algumas espécies arbóreas, demonstraram a existência de materiais de lenta decomposição. O tempo necessário para degradar metade do material inicial (tempo de meia-vida) foi de aproximadamente dois anos para as espécies que apresentaram maior velocidade de decomposição da serapilheira (Gonzalez & Gallardo, 1982).

Estudos do tempo de meia-vida de coberturas mortas de folhas de *Leucaena leucocephala*, *Gliricidia sepium* e *Flemingia macrophylla*, em clima tropical, avaliadas por meio da perda de massa em contato direto com o solo, sem o uso de *litterbags*, mostraram valores muito menores do que os encontrados por meio de *litterbags* (Budelman, 1988), o que pode ser devido a diferenças climáticas, à constituição dos tecidos das

espécies vegetais e também ao sistema de incubação.

É de se esperar que a concentração mineral na serapilheira seja menor que no material que cai da parte aérea e irá formar esta camada orgânica, pois a primeira sofreu decomposição e maior período de exposição à lavagem pela chuva (Golley, 1978). Porém, na prática, não é o que se verifica para muitos nutrientes (Tabela 14).

Avaliações das folhas depositadas na serapilheira (*leaf-litter*) dos povoamentos de *Eucalyptus saligna* e *Pinus caribaea* var. *hondurensis*, citadas na Tabela 10, mostraram quantidades maiores de todos os nutrientes do que o material coletado antes de atingir a superfície (*leaf-fall*). O povoamento de *Pinus* apresentou principalmente um maior conteúdo de N e P. O K foi o único elemento que apresentou menor quantidade no material depositado (Tabela 10).

Estudos da concentração de minerais nos diferentes estratos (folhas, material formador da serapilheira, serapilheira) de florestas tropicais, mostraram uma maior concentração na serapilheira para quase todos os elementos, com exceção do P e do K principalmente (Tabela 14). O teor de P na serapilheira se encontrava bem abaixo do teor de P do material formador da serapilheira e do material coletado na planta nos dois locais analisados. A concentração de K apresentou-se maior na serapilheira do que no material formador, porém, a concentração desse elemento nas folhas foi superior a dos outros dois componentes analisados em ambos os locais.

A alta concentração de alguns elementos na serapilheira pode ser devido a contaminações pelo solo através da atividade de microrganismos e borrifos de chuva (Golley, 1978).

Em termos de ecossistema, a ciclagem de nutrientes é determinada pela quantidade de nutrientes que entra, pela quantidade retida na fitomassa, pelas taxas de decomposição dos diferentes componentes da serapilheira e da matéria orgânica do solo, pelas taxas de imobilização e mineralização de nutrientes e pela absorção dos nutrientes (Cuevas & Medina, 1996). A eficiência da ciclagem de

nutrientes depende da interação desses processos no decorrer do tempo com sincronia entre a disponibilidade de nutrientes e a exigência das plantas (Myers, et al., 1994). Esse sincronismo é uma característica de florestas clímax. Quando ocorre alguma intervenção nesses ecossistemas, o processo de sucessão tenta reestabelecer esse equilíbrio dinâmico (Cuevas & Medina, 1996).

O padrão de ciclagem de nutrientes nos trópicos, em especial nos trópicos úmidos, é bem diferente do padrão da zona temperada. Nas regiões frias, uma grande parcela da matéria orgânica e dos nutrientes disponíveis permanece o tempo todo no solo ou no sedimento; nos trópicos, uma percentagem muito maior está na fitomassa, sendo reciclada dentro da estrutura orgânica do sistema, com o auxílio de várias adaptações biológicas que conservam nutrientes, inclusive simbioses mutualísticas entre organismos e plantas.

Com a retirada da cobertura florestal, os nutrientes podem ser lixiviados rapidamente sob condições de altas temperaturas e chuvas intensas, principalmente em solos de baixa fertilidade natural. Comparações da distribuição da matéria orgânica entre uma floresta temperada e uma tropical, revelaram quantidades similares de carbono orgânico total, porém na floresta de clima temperado mais da metade do carbono estava na serapilheira e no solo, enquanto que na tropical, mais de três quartos estavam na fitomassa (Odum, 1985).

A distribuição da matéria orgânica e dos nutrientes nos diferentes componentes da floresta varia bastante de acordo com o ecossistema (Tabela 15). Nas florestas de Manaus e de Santa Fé a maior parte da matéria orgânica está na fitomassa, enquanto na floresta de Kade está no solo. Já na floresta de Carare, apesar da vegetação conter maior quantidade de matéria orgânica que o solo, esta diferença foi menor que nas outras florestas descritas na Tabela 15.

As formações ecológicas clímax de áreas tropicais encontram-se geralmente em estado de equilíbrio, ou seja, a produção de nova fitomassa está associada à deposição e decomposição de restos vegetais (Fassbender, 1993).

TABELA 15. Distribuição percentual de matéria orgânica e elementos nutritivos em ecossistemas florestais (adaptado de Fassbender, 1993).

Local	Matéria orgânica	N	P	K	Ca	Mg
<i>Kade, Gana</i>	<i>4.839 Mg ha⁻¹</i>	<i>5.655 kg ha⁻¹</i>	<i>80 kg ha⁻¹</i>	<i>1.152 kg ha⁻¹</i>	<i>4.260 kg ha⁻¹</i>	<i>610 kg ha⁻¹</i>
	%					
Vegetação	6	18	86	43	38	38
Serapilheira	1	1	14	1	1	1
Solo	93	81	-	56	61	61
<i>Manaus, Brasil</i>	<i>514 Mg ha⁻¹</i>	<i>7.538 kg ha⁻¹</i>	<i>168 kg ha⁻¹</i>	<i>634 kg ha⁻¹</i>	<i>718 kg ha⁻¹</i>	<i>451 kg ha⁻¹</i>
	%					
Vegetação	92	40	39	72	70	57
Serapilheira	1	4	18	12	30	39
Solo	7	56	42	10	0	4
<i>Santa Fé, Panamá</i>	<i>394 Mg ha⁻¹</i>	-	<i>176 kg ha⁻¹</i>	<i>3.456 kg ha⁻¹</i>	<i>26.268 kg ha⁻¹</i>	<i>2.685 kg ha⁻¹</i>
	%					
Vegetação	96	-	79	89	14	15
Serapilheira	4	-	8	1	1	1
Solo	-	-	13	10	85	84
<i>Carare, Colômbia</i>	<i>372 Mg ha⁻¹</i>	<i>6.753 kg ha⁻¹</i>	<i>299 kg ha⁻¹</i>	<i>428 kg ha⁻¹</i>	<i>551 kg ha⁻¹</i>	<i>204 kg ha⁻¹</i>
	%					
Vegetação	50	11	9	65	78	65
Serapilheira	15	10	6	7	17	14
Solo	35	79	85	28	5	21

Analisando o ciclo dos elementos individualmente, observa-se que o N contido na serapilheira, necessita de ser mineralizado para poder ser aproveitado novamente pelos componentes do sistema. Este processo, também denominado de amonificação, consiste na conversão pelos microrganismos heterotróficos, do N orgânico à amônia, podendo ainda sofrer nitrificação, ser absorvido pelas raízes, imobilizado pelos microrganismos ou nas argilas ou perdido por desnitrificação, lixiviação ou erosão (Siqueira & Franco, 1988). A quantidade acumulada e a distribuição do N nos diferentes compartimentos de ecossistemas florestais variam muito (Tabelas 15 e 16). Avaliações em uma floresta tropical mostraram que 58% do N total estão na fitomassa, 2% na serapilheira e 40% no solo, enquanto que, em uma floresta de pinheiros de clima temperado, apenas 6% estão retidos na fitomassa, 5% na serapilheira, e a maior parte, cerca de 89%, estão no solo (Tabela 16). Outras comparações da distribuição de N em duas florestas tropicais, uma em região de baixa altitude em Manaus, no Brasil, e outra localizada em área de maior altitude, na cidade de Carare, na Colômbia, mostram grandes diferenças, dando indicações que florestas tropicais localizadas em regiões de altitude elevada, com clima frio, possuem comportamento similar ao de florestas de clima temperado, armazenando a maior parte do N no solo (Tabela 16).

TABELA 16. Distribuição do nitrogênio em dois ecossistemas florestais (temperado e tropical) em uma floresta temperada (adaptado de Odum, 1985).

Componentes	Floresta de clima temperado	Floresta de clima tropical
	g m^{-2}	
Folhas	12,4	52,6
Madeira acima do solo	18,5	41,2
Raízes	18,4	28,2
Serapilheira	40,9	3,9
Solo	730,8	85,3
% N na fitomassa	6,0	57,8

Considerando o total de N na fitomassa nas duas florestas, observa-se que a floresta tropical acumulou cerca de 60% a mais do que a floresta de clima temperado. Entretanto, analisando o reservatório de N do solo, verifica-se que a situação se inverte, com a floresta de clima temperado apresentando cerca de 88% a mais do que a floresta tropical (Tabela 16).

Os restos vegetais que compõem a serapilheira, são também importantes fontes de S no solo. Assim como o N, a conversão do S orgânico a SO_4^{2-} , forma disponível para as plantas, depende de processos bioquímicos. O S orgânico do solo ocorre em duas frações distintas, uma em que está diretamente ligado ao C, principalmente aos aminoácidos, e outra, na forma de éster. Ambas sofrem mineralização, produzindo SO_4^{2-} , que pode ser imobilizado pelos microrganismos, absorvido pelas raízes, lixiviado ou adsorvido às partículas do solo (Siqueira & Franco, 1988).

O P orgânico contido na serapilheira também requer a ação de microrganismos decompositores para se tornar disponível. A mineralização do P no solo ocorre simultaneamente com a do C, através de microrganismos heterotróficos comuns, que produzem enzimas do tipo fosfatases e fitases, que atacam o material orgânico liberando PO_4^{3-} para a solução. Este processo é influenciado pelas condições ambientais e pela mineralogia do solo. Em geral, o P liberado é imediatamente fixado na fração mineral, ao contrário do que acontece com o N; é muito pouco provável que o processo mineralização/imobilização resulte em imobilização líquida de P da solução (Siqueira & Franco, 1988). A distribuição do P nos diferentes compartimentos do ecossistema também varia muito. Apesar de algumas florestas tropicais concentrarem grande quantidade na fitomassa, em geral, a maior parte está retida no solo (Tabela 15).

A ciclagem dos outros elementos como K, Ca, Mg e micronutrientes é, em parte, dependente da decomposição da serapilheira pelos microrganismos decompositores, sendo grandes quantidades destes elementos liberadas, em forma iônica, pela simples destruição física dos materiais em decomposição. Isto se deve ao fato destes elementos possuírem formas mono ou divalentes, por isso não estão fortemente ligados aos compostos orgânicos vegetais, e também

não sofrem reações de oxi-redução, como ocorre com o N, P e S. O K, por exemplo, possui apenas 1/3 da quantidade encontrada nos restos vegetais dependente de ataque microbiano para ser liberado, sendo os 2/3 restantes prontamente solúveis em água, necessitando apenas de transformações físicas para serem liberados para o solo (Siqueira & Franco, 1988).

De forma geral, a velocidade de decomposição da serapilheira vai depender da composição do material e das condições ambientais. Tecidos ricos em material estrutural (celulose, hemicelulose e lignina) são mais resistentes à decomposição que tecidos mais pobres nestes compostos. A temperatura tem um efeito marcante neste processo, verificando-se uma diminuição na velocidade de decomposição ao longo de um gradiente de temperaturas decrescentes. A aeração do solo é outro fator que também influencia acentuadamente a taxa de decomposição, sendo observado uma elevada mineralização da matéria orgânica em solos bem aerados, enquanto em locais com baixas temperaturas ou anaerobiose do solo, haverá tendência para acumulação de matéria orgânica (Haag, 1985).

Em síntese, o conhecimento da ciclagem de nutrientes em florestas nativas ou implantadas é de extrema importância para que se possa manejar adequadamente estes ecossistemas para fins de conservação, recuperação ou produção. Neste sentido, faz-se necessário compreender cada um dos fatores envolvidos, desde o acúmulo de nutrientes pela fitomassa, a translocação interna de nutrientes entre tecidos jovens e senescentes até a transferência desses elementos da fitomassa para o ambiente (solo, água e ar). O desenvolvimento de estudos nessa linha pode auxiliar bastante, não apenas no manejo da fitomassa, mas também no manejo do solo, uma vez que ambos estão estreitamente relacionados dentro do processo de ciclagem de nutrientes.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABER, J.D.; MELILO, J.M. **Terrestrial ecosystems**. Orlando: Reinhart & Winston, 1978. 428p.
- ABREU, H. dos S. **Biossíntese de lignificação**. Itaguaí: EDUR- Editora Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 1994. 63p.
- ADAMS, A.M.; ATTIWILL, P.M. Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalypt forests of South-Eastern Australia. I. Nutrient cycling and nitrogen turnover. **Plant and Soil**, The Hague, v.92, p.319-339, 1986.
- ALEXANDER, M. **Introduction to soil microbiology**. New York: J. Wiley, 1977. 467p.
- ANDERSON, J.M.; INGRAM, J.S.I. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. 2. ed. Wallingford: CAB International, 1993. 171p.
- ANDERSON, J.M.; SWIFT, M.J. Decomposition in tropical forests. In: SUTTON, S.L.; WHITMORE, T.C.; CHADWICK, A.C. **Tropical rain forest: ecology and management**. London: Blackwell Scientific, 1983. p.287-309.
- ANDRADE, A.G. de. **Ciclagem de nutrientes e arquitetura radicular de leguminosas arbóreas de interesse para revegetação de solos degradados e estabilização de encostas**. Seropédica: UFRRJ, 1997. 182p. Tese Doutorado.

- BARROS, N.F. de; NOVAIS, R.F. de. Aspectos da nutrição florestal em solos tropicais. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13.; REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO, 1.; SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 4.; REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, 6.; REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 11, 1996, Águas de Lindóia, SP. 1996. **Solo Suelo 96**. Águas de Lindóia: USP/SLCS/SBCS, 1996. 1 CD-ROM. Comissão 10: Solos florestais
- BESANA, J.C.; TOMENANG, A.A. Amount and composition of litterfall from a falcata (*Pareasianthes falcataria*) plantations in the Philippines. **Nitrogen Fixing Tree Research Reports**, Honolulu, v.9, p.90-91, 1991.
- BRAY, J.R.; GORHAM, E. Litter production in forests of the world. **Advances in Ecological Research**, New York, v.2, p.101-157, 1964.
- BROWN, S.; LUGO, A.E. The storage and production of organic matter in tropical forest and their role in the global carbon cycle. **Biotropica**, Washington D.C., v.223, p.1290-1293, 1984.
- BROWN, S.; ANDERSON, J.M.; WOOMER, P.L.; SWIFT, M.J.; BARROS, E. Soil biological processes in tropical ecosystems. In: WOOMER, P.L.; SWIFT, M.J., ed. **The biological management of tropical soil fertility**. Chichester: J. Wiley, 1994. p.15-46.
- BUDELMAN, A. The decomposition of the leaf mulches of *Leucaena leucocephala*, *Gliricidia sepium*, and *Flemingia macrophylla* under humid tropical conditions. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v.7, p.33-45, 1988.
- CHATURVEDI, O.P.; DAS, D.K.; JHA, A.N. Biomass and net production of five 15-month-old multipurpose tree species in north Bihar, India. **Nitrogen Fixing Tree Research Reports**, Honolulu, v.10, p.47-50, 1992.

- CORTEZ, J.; DÉMARD, J.M.; BOTTNER, P.; MONROZIER, L.J. Decomposition of Mediterranean leaf litters: a microcosm experiment investigating relationships between decomposition rates and litter quality. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.28, n.4/5, p.443-452, 1996.
- CREMER, K.W. Taper and heartwood in roots and tree stability. **Australian Forestry**, Canberre, v.56, n.1, p.38-44, 1993.
- CUEVAS, E.; MÉDINA, E. Nutrient cycling in the conservation of soil fertility in the Tropics. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO,13.; REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO, 1.; SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 4.; REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, 6.; REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 11., 1996, Águas de Lindóia, SP. **Solo Suelo 96**. Águas de Lindóia: USP/SLCS/SBCS, 1996. 1 CD-ROM. Comissão 10: Solos florestais.
- CUTTER, E.G. **Anatomia vegetal**. São Paulo: Editora Ave Maria, 1986. 304p. Parte 1: Células e tecidos
- DARVILL, A.; MCNEIL, M.; ALBERSHEIM, P.; DELMER, D.P. The primary cell walls of flowering plants. In: STUMPF, P.K.; CONN, E.E., ed. **Biochemistry of plants**. New York: Academic Press, 1980. v.1, p.91-136.
- DHYANI, S.K.; NARAIN, P.; SINGH, R.K. Studies on root distribution of five multipurpose tree species. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v.12, p.149-161, 1990.
- ENTRY, J.A.; BACKMAN, C.B. Influence of carbon and nitrogen on cellulose and lignin degradation in forest soils. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v.25, n.8, p.1231-1236, 1995.
- FASSBENDER, H.W. **Modelos edafológicos de sistemas agroforestales**. 2.ed. Turrialba: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, 1993. 491p.

- FRANCO, A.A.; DIAS, L.E.; FARIA, S.M. de; CAMPELLO, E.F.; SILVA, E.M.R. Uso de leguminosas florestais noduladas e micorrizadas como agentes de recuperação e manutenção da vida do solo: um modelo tecnológico. In: ESTEVES, F.A. de, ed. **Estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas brasileiros**. [S.l.: s.n.], 1995. p.459-467.
- FRANCO, A.A.; FARIA, S.M. de. The contribution of N₂-fixing tree legumes to land reclamation and sustainability in the tropics. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.29, n.5/6, p.897-903, 1997.
- GALLARDO, A.; MERINO, A.J. Leaf decomposition in two mediterranean ecosystems Southwest Spain: influence of substrate quality. **Ecology**, Tempe, v.74, n.1, p.152-161, 1993.
- GALSTON, A.W.; DAVIES, P.S. **Mecanismos de controle do desenvolvimento vegetal**. São Paulo: ED'ISP, 1972. 171p.
- GAMA, A.C. da. **Ciclagem de nutrientes por espécies florestais em povoamentos puros e mistos, em solos de tabuleiro da Bahia, Brasil**. Viçosa: UFV, 1997, 107p. Tese Doutorado.
- GAMA, A.C. da; CALHEIROS, R.A. O papel da chuva no fornecimento e reciclagem de nutrientes num agrossistema de cacau do sul da Bahia, Brasil. **Turrialba**, Costa Rica, v.41, n.4, p.590-606, 1991.
- GOLLEY, F.B. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. São Paulo: EPU- Ed. da Universidade de São Paulo, 1978. 256p.
- GONZALEZ, M.I.M.; GALLARDO, J.F. El efecto hojarasca: una revision. **Anales de Edafologia y Agrobiologia**, Madrid, v.41, n.5/6, p.1129-1157, 1982.
- GRAY, D.H.; LEISER, A.T. Role of vegetation in the stability and protection of slopes: root reinforcement. In: **Biotechnical slope protection and erosion control**. Florida: Malabar Krieger Publishing Company, 1982. p.39-53.

- HAAG, H.P. **Ciclagem de nutrientes em florestas tropicais**. Campinas: Fundação Cargill, 1985. 114p.
- HALENDÁ, C. Nutrient content of an *Acacia mangium* plantation. **Nitrogen Fixing Tree Research Reports**, Honolulu, v.7, p.46-48, 1989.
- HERRERA, R.; JORDAN, C.F.; KLINGE, J.; MEDINA, E. Amazon ecosystems: their structure and functioning with particular emphasis on nutrients. **Interciência**, Caracas, v.3, p.223-231, 1978.
- HOSSAIN, M.; KHAN, M.A.; HOSSAIN, S.N. Growth and wood characteristics of four growing tree species in Bangladesh. **Nitrogen Fixing Tree Research Reports**, Honolulu, v.10, p.40-42, 1992.
- HRUDAYANATH, T.; MISRA, A.K.; PADHI, G.S.; THATOI, H. Comparative growth, nodulation and total nitrogen content of six tree legume species grown in iron mine waste soil. **Journal of Tropical Forest Science**, Kuala Lumpur, v.8, p.107-115, 1995.
- JACKSON, J.F. Seasonality of flowering and leaf fall in a Brazilian subtropical lower montane moist fall. **Biotropica**, Washington, D.C., v.10, p.38-42, 1978.
- KACHAKA, S.; VANLAUWE, B.; MERCKX, R. Decomposition and nitrogen mineralization of prunings of different quality. In: MULONGOY, K.; MERCKX, R., ed. **Soil organic matter dynamics and sustainability of tropical agriculture**. New York: J. Wiley, 1993. 392p.
- KLINGE, H. Preliminary data on nutrient release from decomposing leaf litter in a neotropical rain forest. **Amazoniana**, Kiel, v.2, p.193-202, 1977.
- KRAMER, J.P.; KOZLOWSKI, T. **Fisiologia das árvores**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1960. 745p. Tradução de Antônio M. A. Magalhães.

- LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Paulo: EPU – Editora da Universidade de São Paulo, 1986. 319p. Tradução de Antônio de Pádua Danesi, Hildegard T. Buckup.
- LA TORRACA, S.M.; HAAG, H.P.; MIGLIORINI, A.J. Recrutamento e exportação de nutrientes por *Pinus elliottii* var. *elliottii* em um latossolo vermelho escuro na região de Agudos, SP. **IPEF**, Piracicaba, n.27, p.41-47, 1984.
- LEKHA, A.; GUPTA, S.R. Decomposition of *Populus* and *Leucaena* leaf litter in an agroforestry system. **Environmental Science and Forestry**, Syracuse, v.15, p.97-108, 1989.
- LEWIS, N.G.; YAMAMOTO, E. Lignin: occurrence, biogenesis and biodegradation. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Palo Alto, v.41, p.455-496, 1990.
- LIMA, W.P.; POGGIANI, F.; VITAL, A.R.T. Impactos ambientais de plantações florestais sobre o regime hídrico e de nutrientes em bacias hidrográficas. In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO, 1.; SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 4.; REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, 6.; REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 11., 1996, Águas de Lindóia, SP. **Solo Suelo 96**. Águas de Lindóia: USP/SLCS/SBCS, 1996. 1 CD-ROM. Comissão 10: Solos Florestais.
- LUGO, A.E.; CUEVAS, E.; SANCHEZ, M.J. Nutrients and mass in litter and soil of ten tropical tree plantations. **Plant and Soil**, The Hague, v.125, p.263-280, 1990.
- MELILLO, J.M.; ABER, J.D.; MURATORE, J.F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology**, Tempe, v.63, p.621-626, 1982.
- MORELLATO, L.P.C. Nutrient cycling in two south-east Brazilian forests. I. Litterfall and litter standing crop. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.8, p.205-215, 1992.

- MORRISON, R.; BOYD, R. **Química Orgânica**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1983. 1639p.
- MYERS, R.J.K.; PALM, C.A.; CUEVAS, E.; GUNATILEKE, I.U.N.; BROSSARD, M. The synchronisation of nutrient mineralisation and plant nutrient demand. In: WOOMER, P.L.; SWIFT, P.L., ed. **The biological management of tropical soil fertility**. New York: J. Wiley, 1994. p.81-116.
- ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1983. Cap. 4, item 7: A ciclagem de nutrientes nos trópicos. p.133-136.
- OGLESBY, K.A.; FOWNES, J.A. Effects of chemical composition on nitrogen mineralization from green manures of seven tropical leguminous trees. **Plant and Soil**, The Hague, v.143, p.127-132, 1992.
- O'NEILL, R.V.; DeANGELIS, D.L. Comparative productivity and biomass relations of forest ecosystems. In: REICHLE, D.E. ed. **Dynamic properties of forest ecosystems**. London: Cambridge University Press, 1981. p.411-449.
- PALM, C.A.; SANCHEZ, P.A. Decomposition and nutrient release patterns of the leaves of three tropical legumes. **Biotropica**, Washington, D.C., v.22, p.330-338, 1990.
- PALM, C.A.; SANCHEZ, P.A. Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.23, n.1, p.83-88, 1991.
- PERES, J.R.R.; SUHET, A.R.; VARGAS, M.A.T.; DROZDOWICZ, A. Produção de resíduos vegetais em áreas de cerrados do Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.18, n.9, p.1037-1043, 1983.
- POGGIANI, F. Florestas para fins energéticos e ciclagem de nutrientes. **IPEF**, Piracicaba, v.2, p.11-17, 1980.

- POGGIANI, F. Nutrient cycling in *Eucalyptus* and *Pinus* plantations ecosystems, silvicultural implications. **IPEF**, Piracicaba, v.31, p.33-40, 1985.
- POGGIANI, F.; ZAMBERLAN, E.; MONTEIRO JR., E.; GAVA, I.C. Quantificação da deposição de folheto em talhões experimentais de *Pinus taeda*, *Eucalyptus viminalis* e *Mimosa scabrella* plantados em uma área degradada pela mineração do xisto betuminoso. **IPEF**, Piracicaba, v.37, p.21-29, 1987.
- PRANDINI, F.L.; GUIDICINI, G.; BOTTURA, J.A.; PONÇANO, W.L.; SANTOS, A.R. dos. Atuação da cobertura vegetal na estabilidade de encostas: uma resenha crítica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE FLORESTAS TROPICAIS, 2. 1976, Mossoró. Resumos dos Trabalhos Científicos e Conferências, 1976. p.47-72.
- PRITCHETT, W.L. **Properties and management of forest soils**. New York: J. Wiley, 1979. 500p.
- PROCTOR, J. Tropical forest litterfall. I. Problems of data comparison. In: SUTTON, S.L.; WHITMORE, T.C.; CHADWICK, A.C., ed. **Tropical rain forest: ecology and management**. London: Blackwell, 1983. P.267-273. (Special Publications Series of the British Ecological Society, 3).
- SANCHEZ, P.A. **Properties and management of soils in the tropics**. New York: J. Wiley, 1976. 409p.
- SILVA, M.F.F. **Produção anual de serapilheira e seu conteúdo mineralógico em mata tropical de terra firme na área do rio Tocantins, Pará**. Manaus: INPA/FUA, 1982. 78p. Tese Mestrado.
- SIQUEIRA, J.O.; FRANCO, A.A. **Bioteχνologia do solo: fundamentos e perspectivas**. Brasília: MEC/ESAL/FAEPE/ABEAS, 1988. 236p.
- STOKES, A.; FITTER, A.H.; COUTTS, M.P. Responses of young trees to wind and shading: effects on root architecture. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v.46, n.290, p.1139-1146, 1995.

- SWAMY, H.R.; PROCTOR, J. Litterfall and nutrient cycling in four rain forests in the Sringeri area of the Indian Western Ghats. **Global Ecology and Biogeography Letters**, Osney Mead, v.4, p. 155-165.
- SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Berkeley: University of California Press, 1979. 372p.
- TAYLOR, B.R.; PARKINSON, D.; PARSONS, W.F.J. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. **Ecology**, Tempe, v.70, p. 97-104, 1989.
- TEA, D.F.; JOKELA, E.J. Needlefall returns and resorption rates of nutrients in young intensively managed slash and loblolly pine stands. **Forest Science**, Bethesda, v.40, n.4, p.650-652, 1994.
- TOKY, O.P.; BISHT, R.P; SINGH, S.P. Growth and biomass allocation in six multipurpose nitrogen fixing trees of arid regions in India. **Nitrogen Fixing Tree Research Reports**, Honolulu, v.10, p.59-61, 1992.
- VITOUSEK, P.M; SANFORD JR., R.L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review Ecology Science**, v.17, p.137-167, 1986.
- WAKSMAN, S. **Principles of soil microbiology**. 2.ed. Baltimore: Williams, 1952. 894p.
- WHETTEN, R.; SEDEROFF, R. Lignin biosynthesis. **The Plant Cell**, Rockville, v.7, p.1001-1013, 1995.

**MINISTÉRIO DA AGRICULTURA
E DO ABASTECIMENTO**



Produção editorial
Embrapa Solos
Área de Comunicação e Negócios (ACN)