

Fauna edáfica e sua atuação em processos do solo

República Federativa do Brasil

Luiz Inácio Lula da Silva

Presidente

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

Roberto Rodrigues

Ministro

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa

Conselho de Administração

José Amauri Dimárzio

Presidente

Clayton Campanhola

Vice-Presidente

Alexandre Kalil Pires

Hélio Tollini

Ernesto Paterniani

Luis Fernando Rigato Vasconcellos

Membros

Diretoria–Executiva da Embrapa

Clayton Campanhola

Diretor-Presidente

Mariza Marilena Tanajura Luz Barbosa

Gustavo Kauark Chianca

Herbert Cavalcante de Lima

Diretores-Executivos

Embrapa Roraima

Antonio Carlos Centeno Cordeiro

Chefe Geral

Oscar José Smiderle

Chefe Adjunto de Pesquisa e Desenvolvimento

Miguel Amador de Moura Neto

Chefe Adjunto de Administração



*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Centro de Pesquisa Agroflorestal de Roraima
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

*ISSN 0101 – 9805
Agosto, 2004*

Documentos 02

Fauna edáfica e sua atuação em processos do solo

Patrícia Costa

Boa Vista, Roraima
2004

Exemplares desta publicação podem ser obtidos na:

Embrapa Roraima

Rod. BR-174 Km 08 - Distrito Industrial Boa Vista-RR

Caixa Postal 133

69301-970 - Boa Vista - RR

Telefax: (095) 626.7018

e_mail: sac@cpafrr.embrapa.br

www.cpafr.embrapa.br

Comitê de Publicações da Unidade

Presidente: Oscar José Smiderle

Secretário-Executivo: Bernardo de Almeida Halfeld Vieira

Membros: Hélio Tonini

Kátia de Lima Nechet

Moisés Cordeiro Mourão de Oliveira Júnior

Patrícia da Costa

Paulo Roberto Valle da Silva Pereira

Normalização Bibliográfica: Maria José Borges Padilha

Editoração Eletrônica: Maria Lucilene Dantas de Matos

1ª edição

1ª impressão (2004): 300

COSTA, P. Fauna edáfica e sua atuação em processos do solo. Boa Vista: Embrapa Roraima, 2004. 32 p. (Embrapa Roraima. Documentos, 2)

1. Solo. 2. Fauna. 3. Microrganismos. I. Título. II Série.

CDD: 631.46

Autora

Patrícia Costa

Bióloga, MSc. Ciência do Solo, Pesquisadora da Embrapa Roraima.

Caixa Postal 133. Boa Vista-Roraima, 69301-970.

patricia@cpafrr.embrapa.br

Sumário

1. Introdução

.....
05

2. Microrganismos e sua atuação como decompositores primários

.....
09

3. Fauna do solo

.....
10

3.1. Predação e a ciclagem de nutrientes

.....
10

3.2. Saprofagia e coprofagia como mecanismos de liberação e bloqueio de nutrientes

.....
14

3.3. Engenheiros do ecossistema

.....
19

4. Considerações Finais

.....
22

5. Referências Bibliográficas

.....
24

Fauna edáfica e sua atuação em processos do solo

Patrícia Costa

1. INTRODUÇÃO

Estimativas feitas para ecossistemas temperados indicam que em 1 m² de solo pode-se encontrar mais de 1 milhão de indivíduos (André et al., 1994). Por sua vez estima-se uma densidade de 30.000 artrópodes m⁻² nos primeiros 3,5 cm do solo em florestas de terra firme da Amazônia (Adis, 1998). Assim, alguns autores chegam a supor que o subsistema decompositor (serapilheira + solo) seja um dos maiores reservatórios de riqueza e diversidade biológica da biosfera (André et al., 1994).

Entre os processos que ocorrem no solo, a decomposição é considerada como um processo chave, pois disponibiliza nutrientes (mineralização) para o crescimento das plantas. Além disto, com a formação de colóides de carga negativa (humificação), a decomposição também aumenta a capacidade do solo de reter cátions trocáveis, como o cálcio e magnésio.

A comunidade de organismos que vivem no solo, composta predominantemente de microrganismos (fungos e bactérias) e invertebrados (protozoários, ácaros e insetos, entre outros), atua através de interações sinérgicas e antagônicas (Anderson et al., 1983) visando garantir a decomposição dos detritos que chegam ao solo (Swift et al., 1979). Como resultado de sua atividade, influenciam outros processos do solo como: humificação, agregação e estruturação do solo, que operam em diferentes escalas de tempo e espaço (Lavelle, 1996).

A entrada de detritos no subsistema solo dá-se essencialmente a partir da deposição de material vegetal (Figura 1). Alguns autores afirmam que, em média, cerca de 90% da produção primária líquida anual aporta ao solo como serapilheira, enquanto que apenas 10% seria utilizada pelos herbívoros, para diferentes ecossistemas (Anderson, 1988; Heal & MacLean, 1974; Seastedt & Crossley Jr., 1984). Estas estimativas demonstram que a

teia trófica decompositora em geral é maior, mais complexa e possui maior biomassa que a de herbivoria (Heal & MacLean, 1974).

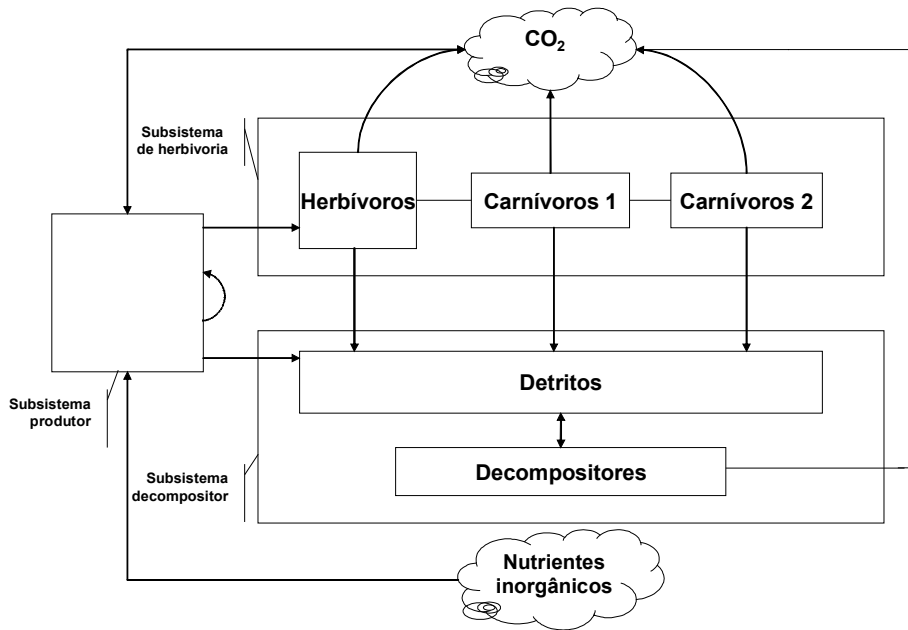


Fig. 1. Modelo geral de estrutura dos ecossistemas terrestres. (Modificada a partir de Swift et al., 1979).

Contribuem também para a entrada de detritos no solo as carcaças e fezes dos herbívoros e de seus predadores, assim como as carcaças e fezes dos próprios organismos decompositores (Swift et al., 1979) (Figura 1).

Os organismos do solo alimentam-se de detritos e utilizam a energia e os nutrientes para o seu próprio crescimento. Com o catabolismo dos recursos orgânicos, diversos elementos são convertidos de sua forma orgânica para inorgânica, em um processo denominado mineralização. Uma vez mineralizados estes podem ser reaproveitados pelos organismos do solo, juntamente com a energia liberada, para a manutenção de suas atividades metabólicas, tornando-se imobilizados na biomassa do solo. Sendo assim, a imobilização ocorre simultaneamente com a mineralização (Swift et al., 1979) e à medida que o sistema perde carbono (CO_2), o balanço entre estes processos termina por disponibilizar nutrientes para o crescimento vegetal.

Os microrganismos são considerados os principais agentes do catabolismo dos detritos orgânicos, pois são capazes de digerir quase a totalidade dos substratos encontrados no solo (Lavelle, 1996). Como resultado do seu metabolismo observa-se um balanço entre as

taxas de imobilização de nutrientes em sua biomassa e de mineralização de compostos orgânicos e liberação de nutrientes, que podem então ser utilizados para o crescimento vegetal. Contudo, sua mobilidade limitada e a distribuição heterogênea dos recursos alimentares no solo, determinam uma grande variabilidade espacial da atividade destes microrganismos (Lavelle et al., 1992).

O catabolismo é apenas um dos componentes do processo de decomposição, que também inclui a fragmentação e lixiviação, sendo a última um processo meramente abiótico de remoção dos compostos solúveis por ação da água (Swift et al., 1979). Por sua vez, a fragmentação é uma função da natureza e intensidade das atividades alimentares da fauna, sendo também efeito de sua intensa movimentação no solo (Dangerfield & Telford, 1991). Tais atividades levam a uma redução no tamanho das partículas do material vegetal, terminando por expor sítios favoráveis à colonização microbiana.

Os invertebrados do solo também atuam no processo de decomposição a partir de interações estabelecidas com microrganismos, que podem variar desde predação até o mutualismo (Lavelle, 1996). Seus efeitos sobre os processos do solo ampliam-se à medida que estes se tornam capazes de alterar características físicas do ambiente, influenciando processos como agregação, humificação e estruturação do solo (Lavelle, 1996).

Como praticamente todas as classes de invertebrados estão presentes no solo, estes têm sido classificados em grupos funcionais de acordo com o diâmetro corporal, a saber: microfauna, mesofauna, macro e megafauna (Figura 2; Swift et al., 1979). Tal classificação não é em absoluto arbitrária, uma vez que de acordo com o tamanho corporal os organismos mostram-se capazes de explorar uma gama diferente de recursos no solo (Begon et al., 1996). A atuação destes grupos funcionais sobre a ciclagem de nutrientes e estruturação do solo encontra-se sintetizada na Tabela 1.

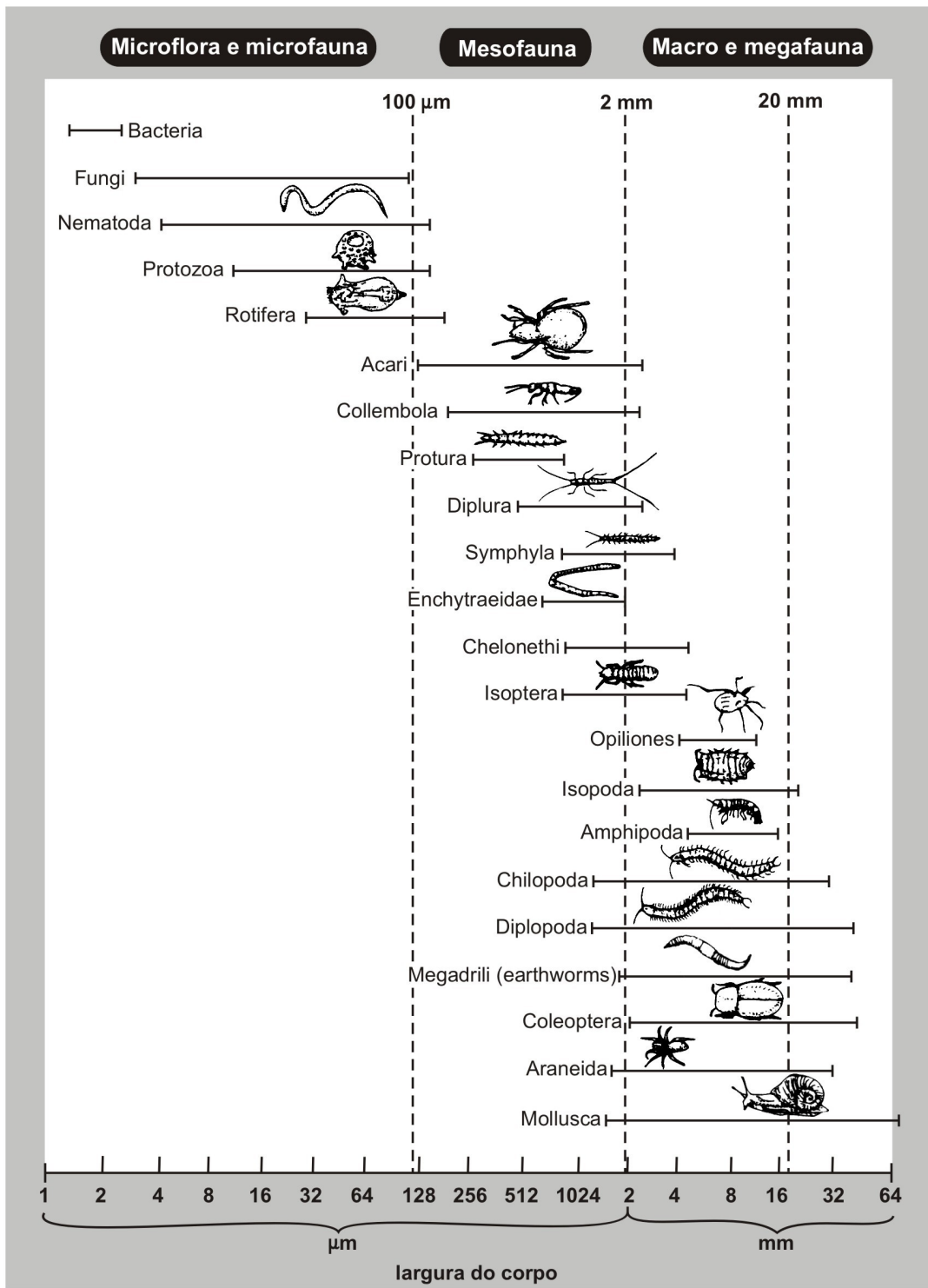


Fig. 2. Distribuição dos organismos do solo de acordo com o tamanho corporal (Modificada por Begon et al., 1996 a partir de Swift et al., 1979).

Tabela 1. Influência dos organismos dos solos sobre a ciclagem de nutrientes e estrutura dos solos (As categorias de organismos seguem *sensu* Swift et al., 1979) (modificado a partir de Hendrix et al., 1990).

	Ciclagem de nutrientes	Estrutura do solo
Microflora	Catabolizam a matéria orgânica Mineralizam e imobilizam nutrientes	Produzem compostos orgânicos que colaboram para a formação de agregados As hifas reúnem partículas formando agregados
Microfauna	Regulam as populações bacterianas e fúngicas Alteram a ciclagem de nutrientes	Podem afetar a estrutura do solo através de interações com a microflora
Mesofauna	Regulam as populações da microflora e da Microfauna Alteram a ciclagem de nutrientes Fragmentam detritos vegetais	Produzem coprólitos Criam bioporos Promovem a humificação
Macro e Megafauna	Fragmentam detritos vegetais Estimulam a atividade microbiana Regulam as populações da microflora, da microfauna e da mesofauna	Misturam partículas orgânicas e minerais Redistribuem a matéria orgânica e microrganismos Criam bioporos Promovem a humificação Produzem coprólitos

Assim, dada a estreita associação da comunidade da fauna com os processos que ocorrem no subsistema decompositor e a sua grande sensibilidade a interferências no ecossistema, sua abundância e composição refletem o padrão de funcionamento do ecossistema. Desta forma, alterações na composição de espécies e na abundância relativa dos invertebrados do solo constituem-se bons indicadores de mudanças no sistema (Linden et al., 1994; Stork & Eggleton, 1992).

Dentro deste contexto, este trabalho teve como principal objetivo reunir informações acerca da atuação dos organismos do solo, notadamente da fauna, focalizando a contribuição destes para a manutenção e funcionamento dos ecossistemas terrestres.

2. Microrganismos e sua atuação como decompositores primários

Os microrganismos do solo são os principais agentes da ciclagem de nutrientes, pois são capazes de digerir quase a totalidade dos substratos encontrados no solo (Lavelle, 1996), incluindo compostos orgânicos complexos encontrados no material vegetal, como por exemplo, celulose, lignina, suberina e outros (Begon et al., 1996). Em adição ao seu papel como decompositores primários, os microrganismos do solo são responsáveis por transformações mais específicas dos nutrientes no solo, que incluem todas as transformações do nitrogênio, a mineralização e a solubilização do fósforo, a oxidação, a redução e a precipitação do ferro, entre outras (Beare et al., 1997). Através de associações simbióticas (bactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico e micorrizas) atuam também aumentando a eficiência na aquisição de nutrientes pelas plantas.

Os fungos, em particular, são capazes de translocar através de suas hifas, elementos entre micrósítios, de forma a suprir recursos potencialmente limitantes para o seu metabolismo em um dado sítio (Anderson, 1988), sobrepujando as limitações físicas e químicas impostas pela estrutura e distribuição em manchas dos substratos orgânicos no solo (Beare et al., 1997). Embora tenha a capacidade de penetrar nos materiais em decomposição, o micélio é muito suscetível à ruptura física.

As bactérias, como organismos unicelulares, dificilmente conseguem penetrar nos materiais em decomposição, mas, devido ao tamanho diminuto de suas células, são capazes de explorar pequenos poros do solo e materiais particulados com alta relação área de superfície por volume (Anderson, 1988). Entretanto, sua capacidade de movimentação depende de carreadores e, por este motivo, quando distantes do recurso alimentar ou em condições ambientais não favoráveis podem permanecer por longos períodos em estado de dormência (Lavelle et al., 1992).

3. Fauna do solo

3.1 Predação e a ciclagem de nutrientes

Diversos trabalhos têm demonstrado que a atividade dos microrganismos do solo e, conseqüentemente, a decomposição da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes são grandemente influenciadas pela ação de uma comunidade diversa de invertebrados como resultado direto ou indireto de suas atividades alimentares (Seastedt, 1984).

Protozoários, nematódeos e colêmbolos alimentam-se fundamentalmente de fungos e bactérias, existindo formas parasíticas para os dois primeiros grupos taxonômicos. Através da sua alimentação, da assimilação dos tecidos microbianos e excreção de nutrientes minerais estes organismos podem alterar as taxas de decomposição e a ciclagem de nutrientes.

Ineson et al. (1982) mostraram que o crescimento da biomassa fúngica apresentou uma resposta positiva quando em baixa intensidade de pastejo por colêmbolos, o que está de acordo com o observado por Bengtsson & Rundgren (1983). Sob intensidade mais elevada foi observada uma redução na biomassa fúngica com concomitante aumento da mineralização de nitrogênio na forma de amônio. Os autores observaram ainda um déficit no balanço de nitrogênio, o que parece indicar que houve a transferência de N da biomassa fúngica para a bacteriana.

Kaneko et al. (1998) correlacionaram positivamente o aumento da atividade alimentar de ácaros e colêmbolos com uma diminuição pequena, mas significativa, da biomassa fúngica, bem como com um aumento inicial significativo na respiração microbiana. Os autores supõem que a utilização de microcosmos com uma maior complexidade microbiológica, representada pela presença de diferentes espécies de fungos, pode ter contribuído para a maior estabilidade da biomassa fúngica frente ao pastejo.

Em conformidade com este resultado, Mebes & Filser (1998) demonstraram que o efeito do pastejo de colêmbolos sobre a mineralização de nitrogênio parece ser espécie-específica, variando de acordo com diferenças entre os hábitos alimentares e utilização do *habitat*. Uma menor biomassa fúngica e uma maior liberação de carbono foram encontradas em tratamentos com colêmbolos juvenis, enquanto que a situação inversa ocorreu no tratamento com adultos, indicando que o uso diferenciado de recursos alimentares de acordo com a idade do animal também pode influenciar a decomposição e a ciclagem de nutrientes (Bakonyi, 1989).

Quando uma comunidade com mais um nível trófico, no caso predadores de microbívoros, é avaliada percebe-se que os efeitos sobre as populações de microrganismos e, logicamente, sobre a decomposição tornam-se ainda mais complexos. Santos et al. (1981) observaram uma redução da população bacteriana (Figura 3) quando foram eliminados das bolsas de serapilheira (conhecidas como "litter bags") os ácaros predadores de nematódeos bacteriófagos, resultando em uma decomposição 40% menor do que nas bolsas onde os ácaros estavam presentes (Figura 4).

A decomposição nos "litter bags" onde os ácaros foram eliminados mostrou-se acelerada a partir do vigésimo dia (Figura 3) em consequência do maior crescimento de hifas fúngicas em comparação com o controle, que começou neste período a ser colonizado por ácaros predadores de fungos (Figura 4). Quando ácaros, nematódeos e fungos foram retirados, a população bacteriana sofreu um aumento de 1000 vezes (Figura 4), mas a redução de matéria orgânica foi muito pequena (Figura 3), mostrando assim que a manutenção da diversidade de organismos do solo, mesmo com uma população bacteriana menor, estimulou a decomposição (Santos et al., 1981).

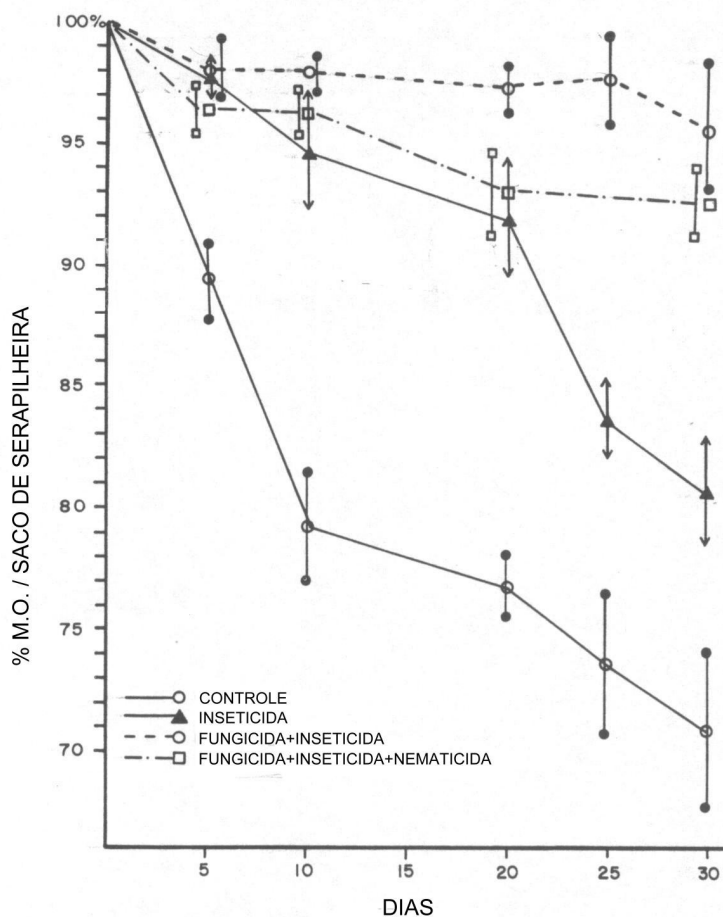


Fig. 3. Porcentagem de matéria orgânica (% MO) remanescente nos sacos de serapilheira para os diferentes tratamentos (Modificada a partir de Santos et al., 1981).

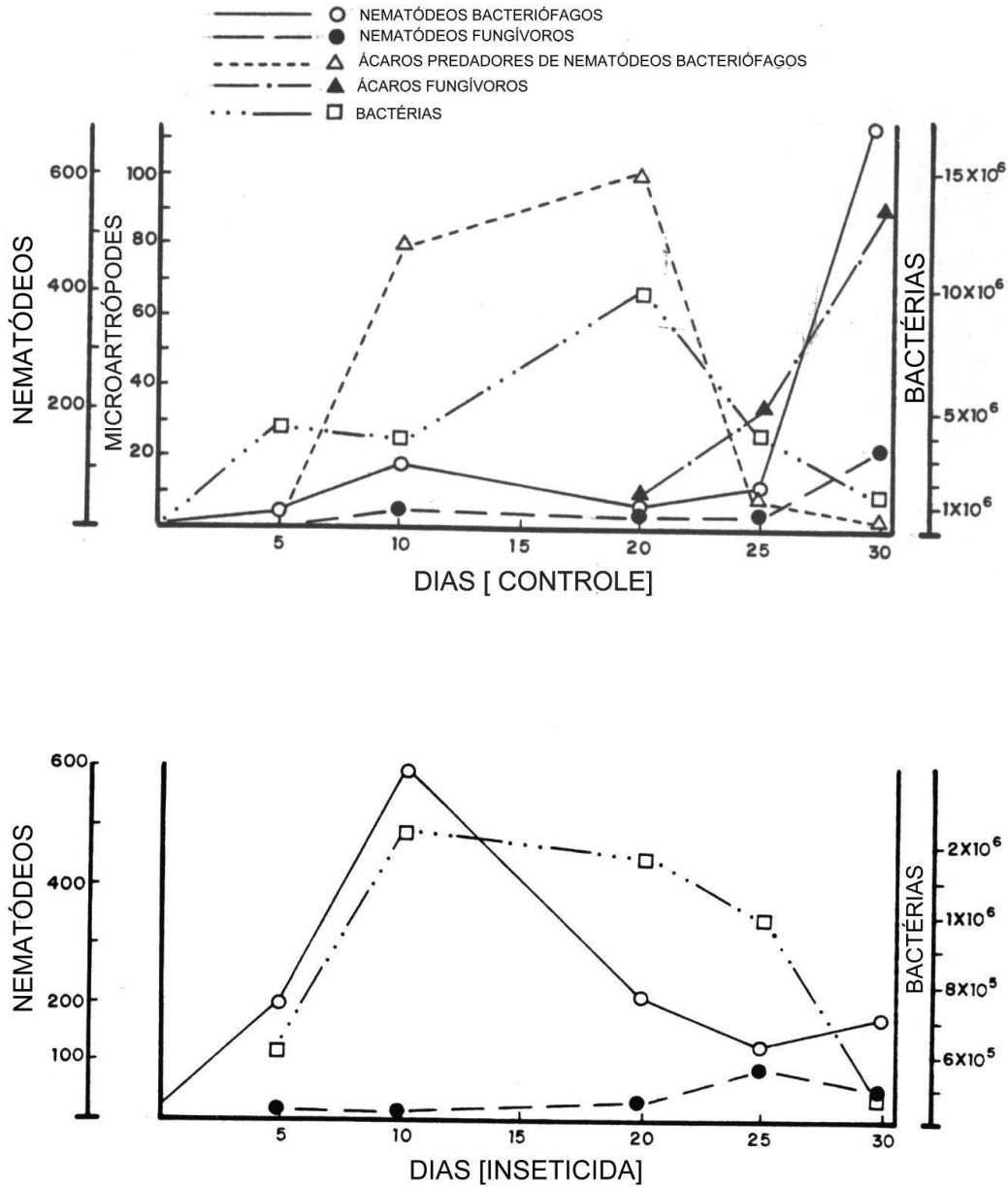


Fig. 4. Número médio de bactérias e nematódeos por grama de serapilheira e número médio de microartrópodes por saco de serapilheira para os tratamentos: Controle e Inseticida, removidos nos intervalos indicados (Modificada a partir de Santos et al., 1981).

A partir do conhecimento sobre os hábitos alimentares de alguns artrópodes, poder-se-ia supor que a presença de organismos fungívoros reduz a efetividade de associações simbióticas entre plantas e fungos, como é o caso das micorrizas. Realmente esta redução foi observada em experimentos com apenas uma espécie de colêmbolo fungívoro, resultando em uma menor biomassa da planta (Warnock et al., 1982). Entretanto, Setälä (1995) verificou que, em comunidades com maior número de níveis

tróficos, os efeitos negativos sobre o crescimento de fungos ectomicorrízicos são compensados pela maior mineralização de nutrientes, particularmente de nitrogênio, resultando em maior crescimento das plantas.

3.2 Saprofagia e coprofagia como mecanismos de liberação e bloqueio de nutrientes

Um grupo diverso de organismos encontrados no solo alimenta-se de tecido vegetal em decomposição, contribuindo para a fragmentação da matéria orgânica e deposição fecal (Beare et al., 1997). Estes organismos fragmentam o material vegetal, não somente através de sua atividade alimentar, mas também devido a sua intensa movimentação na superfície do solo (Dangerfield & Telford, 1991). Assim, contribuem para uma redução no tamanho das partículas da matéria orgânica, terminando por expor sítios favoráveis à colonização microbiana.

Bandeira (1991) observando a freqüência alimentar de térmitas em uma floresta de terra firme na ilha de Maracá (RR) verificou que 33% das folhas presentes na serapilheira apresentavam traços de ataques por estes artrópodes. Por sua vez, Martius (1994) verificou que, em uma floresta de várzea, 47% das amostras de madeira presentes na serapilheira mostravam traços alimentares de térmitas. Deve-se destacar, que a freqüência alimentar indica apenas a importância dos animais na fragmentação da matéria orgânica, não devendo ser visualizada como uma medida de consumo ou mineralização (Martius, 1994).

Assim como mostrado anteriormente para colêmbolos, Hanlon & Anderson (1980) verificaram, a partir de experimentos em microcosmos, que a atividade de organismos maiores que se alimentam de material vegetal, como isópodes e diplópodes, leva a um aumento da respiração microbiana (Figura 5A). Também neste caso, existe um balanço entre a atuação destes animais e a estimulação ou inibição microbiana, uma vez que a adição de até 8 isópodes (*Oniscus asellus* L.) causou um aumento na respiração microbiana, enquanto que a adição de 10 animais diminuiu as taxas respiratórias abaixo dos valores obtidos no controle, onde não haviam sido introduzidos animais (Figura 5B).

A relação entre a área de superfície sobre o volume da partícula influencia diretamente a decomposição do material, pois determina o padrão de colonização de microrganismos (Swift et al., 1979). Um aumento na relação superfície sobre volume tende a selecionar

microrganismos unicelulares que crescem sobre a superfície, sendo menos vantajoso para o crescimento de formas miceliais penetrativas (Swift et al., 1979).

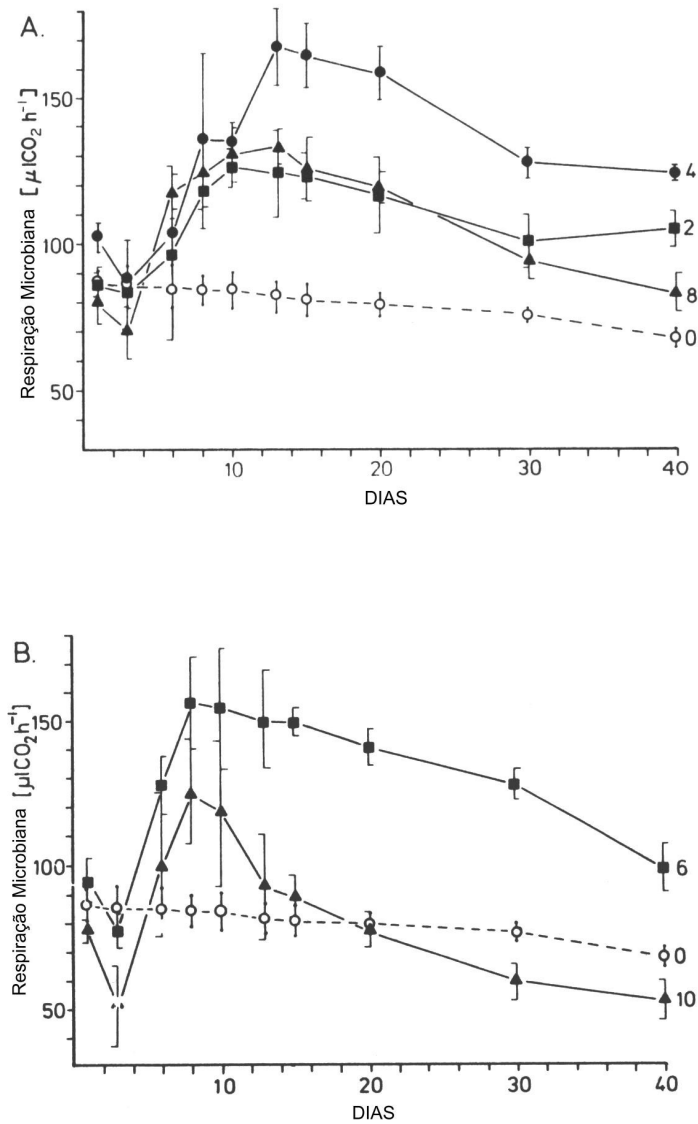


Fig. 5. Efeito da alimentação do isópode *Oniscus asellus* L. em 1 g de material foliar de carvalho (*Quercus robur* L.) sobre a respiração microbiana (Taxas respiratórias médias \pm 95% intervalo de confiança, n=4). **Figura 5A.** (O) controle, onde não foram adicionados isópodes; (■) 2; (●) 4; ou (▲) 8, *O. asellus*; **Figura 5B.** (O) controle; (■) 6; ou (▲) 10, *O. asellus* (Modificada a partir de Hanlon & Anderson, 1980).

Assim, ao menos inicialmente, a atividade de organismos maiores que se alimentam de material vegetal tende a acelerar a decomposição da matéria orgânica e a alterar o balanço entre mineralização e imobilização de nutrientes, deslocando-o em favor de uma maior mineralização (Anderson et al., 1983; Scheu, 1993).

Muitos trabalhos têm constatado um aumento da população bacteriana na presença de diversos grupos da fauna do solo, bem como uma redução no crescimento ou na biomassa de fungos (Borkott & Insam, 1990; Hanlon & Anderson, 1980). Este efeito não é resultado unicamente das alterações nos tamanhos de partícula, pois o sistema digestório de animais do solo parece atuar como uma cultura contínua de células, estimulando o crescimento de colônias de bactérias (Borkott & Insam, 1990).

Na realidade, os recursos alimentares utilizados por estes organismos não são estéreis e, como mostrado por Bignell (1989), os microrganismos presentes no material foliar podem ser uma complementação nutricional valiosa para eles. Byzov et al. (1998) demonstraram que para o diplópode *Pachyiulus flavipes* (C.L. Koch) existe uma digestão de bactérias espécie-dependente, onde as bactérias mais resistentes haviam sido isoladas do sistema digestório de diplópodes. Além disto, os invertebrados do solo raramente são capazes de digerir carboidratos complexos, lignina, compostos fenólicos ou húmus que são a maioria dos recursos disponíveis na serapilheira e solo (Lavelle et al., 1994). Assim, a presença em seu trato intestinal de bactérias capazes de digerir tais substratos torna-se uma alternativa altamente vantajosa. Para algumas espécies da fauna do solo, tem sido observado um número de bactérias no trato intestinal similar ao encontrado no rúmen de vertebrados (10^{11} .mL⁻¹), que dependem unicamente da atividade microbiana para digestão do alimento (exemplos: Blattodea *Periplaneta americana*: $1,0 \pm 0,3 \cdot 10^{11}$ mL⁻¹ ; Orthoptera *Acheata domestica* : $1,9 \pm 0,5 \cdot 10^{11}$ mL⁻¹) (Cazemier et al., 1997).

Em consonância com esses dados, Borkott & Insam (1990) demonstraram que a associação entre as bactérias quitinolíticas *Xantomonas maltophilia* e *Curtobacterium* sp. e o colêmbolo *Folsomia candida* tende à simbiose. Os autores verificaram ainda a existência de uma fase extra-intestinal, caracterizada pela atração dos colêmbolos apenas por exúvias pré-digeridas e inoculadas com as bactérias, que permaneciam viáveis em suas fezes mesmo após a passagem pelo tubo digestivo.

O consumo do material vegetal da serapilheira e sua transformação em fezes ou coprólitos também pode alterar de forma significativa a ciclagem de nutrientes. Correia

(1994) em um experimento de consumo de folhas em laboratório por diplópodes, provenientes da Mata Atlântica de Tabuleiros (ES), obteve um consumo mínimo de 18 ± 2 mg.ind⁻¹ dia⁻¹ de Polydesmida e um consumo máximo de 450 ± 45 mg.ind⁻¹ dia⁻¹ de Iulida. Foi estimado que estes artrópodes podem consumir no mês de maior atividade 11,4 toneladas de material em decomposição para toda a Mata de Tabuleiros, cuja área totaliza 14.000 hectares. Estes dados demonstram que os diplópodes desempenham importante controle no balanço entre a acumulação e mineralização de matéria orgânica neste sistema (Correia, 1994).

Dangerfield & Milner (1996) obtiveram uma produção de material fecal de cerca de 300 mg.dia⁻¹.ind⁻¹ de diplópode em laboratório. A partir da composição de espécies, densidade e atividade dos diplópodes estimaram que, para uma savana em Botswana na África, cuja queda anual de folhas na serapilheira é de 168 g.m⁻², estes artrópodes são capazes de produzir 64,9 g.m⁻².ano⁻¹ de fezes ou o equivalente a 38,6 % da queda anual de material formador de serapilheira neste sítio (Dangerfield & Milner, 1996).

A passagem do material vegetal em decomposição pelo trato digestivo de alguns animais leva a um aumento na concentração de nutrientes nos coprólitos em relação ao recurso inicial. Teuben & Verhoef (1992) encontraram concentrações totais de K⁺, Ca²⁺, e concentrações de K⁺, Ca²⁺, NO₃⁻, NH₄⁺ trocáveis, significativamente maiores nas fezes de isópodes do que em seu alimento, sendo que NO₃⁻ encontrava-se cerca de 40 vezes mais disponível nas fezes do que no recurso alimentar. Um número de bactérias significativamente maior nas fezes do que no recurso alimentar e uma tendência à redução das populações fúngicas também têm sido relatados (Tabela 2) (Byzov et al., 1998). Tais fatores associados a uma redução no tamanho de partículas após a passagem pelo trato intestinal explicariam a coprafagia freqüentemente observada mesmo em animais considerados saprófagos (Bonkowski *et al.*, 1998; McBrayer, 1973). Pode-se supor que altas taxas de consumo e produção de fezes podem alterar de forma significativa a disponibilidade de nutrientes no solo.

Tabela 2. Composição de grupos dominantes de microrganismos no recurso alimentar e excrementos do diplópode *Pachyiulus flavipes* alimentado com folhas de carvalho.

(Modificado a partir de Byzov et al., 1998)

Microrganismos	Recurso alimentar	Excrementos
	Número de CFU (x 10 ⁶ . g ⁻¹ amostra seca)	Número de CFU (x 10 ⁶ . g ⁻¹ amostra seca)
Bactérias		
Gram-negativas aeróbicas	31,6a	794b
<i>Streptomyces</i> spp.	7,9a	501b
<i>Bacillus</i> spp.	6,3a	316b
Bactérias corineformes	2,5a	251b
Fungos		
Dermaticaceae	2,0a	0,08b
<i>Penicillium</i> spp.	0,5a	0,8a
<i>Cladosporium cladosporioides</i>	0,16a	0,03b
<i>Acremonium</i> sp.	0,1a	0,025b
<i>Mucor</i> spp.	0,05a	0,01a
<i>Trichoderma</i> sp.	0,02a	0,01a
<i>Alternaria alternata</i>	0,004	Não encontrada

Onde: CFU - Colônias Formadoras de Unidade; diferenças significativas ($p \leq 0,05$, Teste *t* de Student) são indicadas por letras diferentes na mesma linha. Valores médios para três repetições.

Como mencionado anteriormente, contribuem também para a entrada de detritos no solo as carcaças dos próprios organismos decompositores (Swift et al., 1979). Teuben & Verhoef (1992) comparando a concentração de nutrientes entre a serapilheira e alguns grupos de artrópodes mostraram que em relação ao recurso, todos os nutrientes avaliados, exceto Mg²⁺ para todos os grupos e Ca²⁺ para colêmbolos, estavam concentrados na biomassa dos artrópodes (Tabela 3), o que demonstra que estes animais formam um importante reservatório de nutrientes no solo.

Tabela 3. Valores médios e desvio padrão da concentração de nutrientes (%) nos grupos taxonômicos de artrópodes e na serapilheira (camada F1) de duas florestas de *Pinus nigra* (Arn.) var. *austriaca* (A. et G.). (Modificada a partir de Teuben & Verhoef, 1992)

	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	PO ₄ ⁻³	N	C	C:N	
Colêmbolos	1,13±0,16	0,17±0,08	0,07±0,01	1,93±0,20	12,57±1,03	47,52±1,55	3,81±0,43	
Isópodes	0,87±0,30	10,75±1,93	0,19±0,03	1,95±0,29	8,03±0,37	37,11±1,35	4,64±0,36	
Diplópodes	0,55±0,10	13,22±1,65	0,29±0,05	3,05±0,42	6,86±0,30	32,60±0,74	4,76±0,11	
F1	I	0,11±0,02	0,54±0,07	0,54±0,07	0,21±0,03	1,62±0,10	52,22±0,78	32,2±0,11
	II	0,11±0,02	0,68±0,08	0,68±0,08	0,18±0,03	1,67±0,11	52,04±1,18	31,2±0,12

Onde: I: floresta com 70 anos; II: floresta com 35 anos.

Destaca-se ainda que a presença de predadores da fauna decompositora, como aranhas, pseudo-escorpiões e lacraias têm uma função regulatória nas populações de outros animais, alterando, em última instância, as taxas e padrões do processo de decomposição (Swift et al., 1979). Os predadores e os distúrbios físicos têm sido descritos como mediadores da coexistência em ambientes como o solo, atuando de forma a reduzir a competição, favorecendo o estabelecimento de um sistema altamente heterogêneo e diverso (Denslow, 1985; Franks & Bossert, 1983).

3.3 Engenheiros do ecossistema

Os efeitos dos organismos sobre os processos do solo ampliam-se à medida que estes possuem a habilidade de modificar o ambiente, influenciando grandemente a atividade microbiana, a decomposição e a ciclagem de nutrientes através da construção de galerias e ninhos (Lavelle et al., 1994). Organismos como minhocas, térmitas e formigas são capazes de movimentar-se eficientemente no solo, produzindo estruturas organo-minerais e uma grande variedade de poros. Assim, influenciam outros processos do solo como agregação e estruturação do solo tendo sido, por isso, denominados: “engenheiros do ecossistema” (Lavelle, 1996).

As minhocas, durante a construção de suas galerias, ingerem grande quantidade de solo que, misturado às excretas do animal e a um muco com alta relação C:N formam as chamadas “dejeções”, que podem ser depositadas na superfície do solo ou utilizadas para a formação das paredes das galerias. O excesso de nitrogênio é então excretado através da urina na forma de amônia e mistura-se ao solo podendo ser incorporado às dejeções (Lavelle et al., 1994).

A construção de galerias torna-se uma forma importante para a transferência de matéria orgânica a várias profundidades do solo (Jégou et al., 1998). Por sua vez, o aumento de nitrogênio em sua forma mineral nos solos, influenciado pela atividade das minhocas, pode ser resultado direto da excreção de proteínas, amônia e uréia ou ainda resultado de alterações similares às observadas anteriormente na atividade microbiana do solo (Helling & Larink, 1998, Hendrix et al., 1998). A disponibilidade de fósforo também parece ser afetada pela atividade de minhocas, uma vez que as dejeções de *Pontoscolex corethrus* apresentaram um aumento relativo de P trocável e P inorgânico extraível em água com o tempo (Lopez-Hernandez et al., 1993; Tabela 4). Por estes motivos, estas estruturas tornam-se focos de atividade de microrganismos, podendo atrair outros grupos da fauna do solo e até estimular o crescimento de raízes (Fragoso et al., 1997).

As minhocas também atuam efetivamente sobre os solos, promovendo alterações em sua macroestrutura (Lavelle et al., 1992). Seus túneis ou galerias podem atuar facilitando o fluxo de água, oxigênio e outros gases. A formação de um novo horizonte superficial ou a alteração em sua estrutura, resultado da deposição maciça de dejeções na superfície, e homogeneização do solo, devido ao constante transporte de solo que acaba por impedir a distinção de seus horizontes, são processos conhecidos como biopedoturbação freqüentemente atribuídos a estes animais (Hole, 1981).

Tabela 4. Formas de fósforo disponíveis (P inorgânico extraído em água e P trocável) e fósforo remanescente na solução para dejeções de *Pontoscolex corethrus* (Glossoscolecidae: Oligochaeta) e solo associado. Desvio padrão entre parênteses. (Modificada a partir de Lopez-Hernandez et al., 1993).

Solo	P inorgânico extraído em água ($\mu\text{g.mL}^{-1}$)	P remanescente na solução (%rl/R)	P trocável (El, $\mu\text{g. g}^{-1}$)
Solo A, controle	0,060 (0,005)a*	37,0 (0,8)	2,00 (0,11)a
Dejeções, 12 h	0,158 (0,05)b	28,8 (0,0)	6,00 (1,78)b
Dejeções, 96 h	0,499 (0,10)c	34,7 (0,03)	15,89 (1,78)c
Solo B, controle	0,026	1,9 (0,1)	15,00 (0,78)b
Dejeções, 12 h	0,021	2,4 (0,42)	10,11 (1,78)a
Dejeções, 24 h	0,053	1,4 (0,14)	43,33 (4,22)c
Dejeções, 96 h	0,032	3,1 (0,28)	11,44 (1,11)a

Médias acompanhadas da mesma letra não são apresentam diferenças significativas ($p < 0,05$).

A formação de dejeções e, por conseguinte, os coprólitos e outras estruturas, alteram a dinâmica da matéria orgânica do solo como um sistema de liberação-e-bloqueio. Observa-se primeiramente uma fase de rápida mineralização seguida de uma inibição, provavelmente devido à proteção física da matéria orgânica nestas estruturas compactas que contribuem assim para a agregação do solo (Lavelle et al., 1992).

Térmitas e formigas, devido ao hábito social, têm papel importante na movimentação e distribuição de nutrientes no solo. Lee & Wood (1971) analisando características químicas de solos sob influência de 17 espécies de térmitas na Austrália, encontraram valores de carbono orgânico e nitrogênio total usualmente maiores que nos solos próximos (para *Nasutitermes triodiae* a concentração de carbono orgânico foi 20 vezes superior). A relação C:N pôde ser positivamente correlacionada ao hábito alimentar, com valores maiores para os térmitas que se alimentam de madeira. Nos solos sob influência dos térmitas observou-se um aumento na concentração de cálcio, enquanto que a de potássio

foi apenas ligeiramente maior e a de fósforo, somente em alguns casos, mostrou-se ligeiramente superior. Bandeira (1985) também encontrou maiores concentrações de matéria orgânica e nutrientes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) nos ninhos de 4 espécies de térmitas na Amazônia em comparação com o solo sem influência dos ninhos. Em ninhos de formigas, Pêtal (1998) observou maiores concentrações de matéria orgânica e nitrogênio, que no entanto possuía uma menor taxa de mineralização.

Os cupins alimentam-se de materiais ricos em lignina e celulose e dependem de bactérias ou protozoários simbiotes presentes em seu intestino para a digestão destes polissacarídeos estruturais. A adição de nitrogênio através da fixação de N_2 (Sylvester-Bradley et al., 1978, 1983) e a eliminação de carbono via emissão de metano (Martius, 1994) conduzidas por bactérias e protozoários simbiotes, seriam formas utilizadas pelos cupins para adequar os valores da relação C:N dos recursos alimentares a de seus próprios tecidos (Higashi et al., 1992). A presença de uma biomassa de bactérias e fungos mais abundante nos solos dos ninhos pode não estar diretamente associada com a nutrição dos térmitas (Arshad et al., 1982; Holt, 1998). Variações na abundância de microrganismos e atividade de enzimas do solo em relação aos solos adjacentes também foram identificadas para os ninhos de formigas (Pêtal, 1998)

Os ninhos de cupins normalmente abrigam uma comunidade bastante diversificada de organismos (Bandeira & Torres, 1985). De acordo com o tipo de associação os organismos podem ser denominados termitófilos, para aqueles que se associam aos cupins ou termitariófilos designando organismos que têm afinidade pelo cupinzeiro antes que pelos cupins.

Para a construção dos ninhos, os térmitas usam preferencialmente partículas do horizonte sub-superficial, incorporando em suas estruturas uma grande proporção de partículas de tamanho argila. Esta argila atua como uma espécie de cola, unindo as partículas mais grosseiras do solo e também tem grande importância para a manutenção da umidade em suas estruturas (Lee & Wood, 1971). As espécies que constroem seus ninhos inteiramente dentro do perfil do solo também alteram a proporção entre argila e materiais grosseiros, a partir da remoção de areia tanto fina quanto grosseira. Podemos supor que tais alterações na proporção dos teores de argila, areia e silte dos solos também ocorrem em suas galerias (Lee & Wood, 1971).

Os termiteiros estão sujeitos aos efeitos contínuos da erosão, ainda que estejam ocupados, e podem contribuir para alterações na textura e na composição química do

solo (Bandeira, 1985; Lee & Wood, 1971). Alguns autores têm atribuído à atividade pretérita de construção de ninhos por térmitas e formigas, alterações na macroestrutura da paisagem (Cox et al., 1992; Moore & Picker, 1991; Oliveira-Filho, 1992).

A atividade de construção de galerias por térmitas e formigas também altera consideravelmente a distribuição de poros na área sob sua influência (Eldridge, 1994). Com isso, características como densidade do solo, taxas de infiltração e drenagem, bem como a capacidade de retenção de água, são conseqüentemente alteradas (Eldridge, 1994; Martius, 1994).

Os organismos da fauna do solo também podem alterar a composição das comunidades vegetais ao modificar a distribuição e composição do banco de sementes do solo, uma vez que estas podem fazer parte de sua dieta (Dangerfield et al., 1992; Shumway & Koide, 1994; Thompson et al., 1993). Thompson et al. (1993) mostraram, em um experimento desenvolvido em macrocosmos, que a presença de minhocas e gastrópodes pode afetar a composição de comunidades simples de plantas (*Graminae Poa annua*, *Compositae Senecio vulgaris* e *Leguminosae Trifolium dubium*). As minhocas influenciaram o desempenho da leguminosa tanto através da disponibilização de fosfatos e nitrogênio, quanto através da criação de microsítios favoráveis à germinação de suas sementes.

4. Considerações Finais

A fauna do solo atua efetivamente sobre a mineralização de nutrientes, aumentando-a inicialmente, seja através da regulação das populações microbianas, da mineralização de seus tecidos mortos ou da excreção de coprólitos, proteínas, amônia e uréia. Em um segundo momento, estruturas compactas como coprólitos, dejeções, agregados organo-minerais, galerias, túneis e ninhos contribuem para a proteção física e estabilização da matéria orgânica.

A maior mineralização de nutrientes, por ação da fauna do solo, pode levar a um aumento acentuado de sua disponibilidade para as plantas. Em resposta, por exemplo, a uma maior mineralização de nitrogênio, resultado da atividade de minhocas, verificou-se um aumento considerável da porcentagem de nitrogênio na biomassa das plantas (Callaham Jr. & Hendrix, 1998).

Embora estas respostas tenham sido observadas, diversos autores afirmam que a teia trófica decompositora é controlada pela disponibilidade de recursos, sem afetar verdadeiramente a taxa de renovação destes (Begon *et al*, 1996). Esta visão contribuiu, em parte, para a criação do Modelo Hierárquico proposto por Lavelle *et al.* (1993) onde fatores hierarquicamente organizados regulam a atividade microbiana em escalas decrescentes de tempo e espaço. Neste modelo, o clima, seguido de características químicas e físicas do solo e a qualidade do recurso sobrepõem-se, nesta seqüência, às comunidades de macro e microrganismos do solo determinando as taxas de decomposição em ambientes terrestres.

Independente do modelo ou enfoque é fato conhecido que a comunidade de organismos do solo é influenciada por estas características (Correia, 1997), especialmente pela quantidade e qualidade do material vegetal que aporta ao solo (Correia *et al.*, 1997; Costa, 2002), o que contribui para sua utilização como indicadora da qualidade do solo. Deve-se destacar que, embora a utilização da fauna do solo como bioindicadora de qualidade do solo venha sendo proposta por diversos autores (Doran *et al.*, 1994; Linden *et al.*, 1994; Stork & Eggleton, 1992), existem ainda muitas lacunas que precisam ser investigadas para que efetivamente se possa estabelecer uma relação entre o bioindicador proposto, os processos do solo e o crescimento de plantas. Poucos estudos vêm sendo conduzidos em agroecossistemas brasileiros com este enfoque, uma vez que a maioria destes concentra-se apenas em aspectos da biodiversidade, ignorando diversidade funcional. Um número maior de estudos devem ser executados visando identificar quais são os organismos do solo relevantes em termos de qualidade do solo em diferentes classes de solos, ecossistemas e agroecossistemas e, em diferentes regiões climáticas. Uma vez identificados os *taxa* relevantes como bioindicadores de qualidade do solo, estudos de dinâmica populacional e de comunidades também devem ser conduzidos.

Mas, as possibilidades de uso da fauna do solo não devem estar restritas a definição de bioindicadores. Estudos futuros devem ser executados objetivando ampliar as possibilidades de uso da fauna do solo, tornando viável sua utilização como um recurso passível de ser manejado. Assim, poder-se-ia otimizar processos chave do solo, como: a decomposição, a ciclagem de nutrientes e a formação de agregados estáveis.

5. Referências Bibliográficas

ADIS, J. On the abundance and density of terrestrial arthropods in Central amazonian dryland forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 4, p. 19-24, 1988.

ANDERSON, J. M. Spatiotemporal effects of invertebrates on soil processes. **Biology and Fertility of Soils**, v. 6, p. 216-22, 1988.

ANDERSON, J. M.; INESON, P.; HUIISH, S. A. Nitrogen and cation mobilization by soil fauna feeding on leaf litter and soil organic matter from deciduous woodlands. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 15, n. 4, p. 463-467, 1983.

ANDRÉ, H. M.; NOTI, M. I.; LEBRUN, P. The soil fauna: the other last biotic frontier. **Biodiversity and Conservation**, v. 3, p. 45-56, 1994.

ARSHAD, M.A.; MURERIA, N. K.; KEYA, S. O. Effect of termite activities on the soil microflora. **Pedobiologia**, v. 24, p. 161-167, 1982.

BAKONYI, G. Effects of *Folsomia candida* (Collembola) on the microbial biomass in a grassland soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 7, p. 138-141, 1989.

BANDEIRA, A. G. Cupinzeiros como fonte de nutrientes em solos pobres da Amazônia. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série: Zoologia**, v. 2, n. 1, p. 39-48, 1985.

BANDEIRA, A. G. Térmites (Insecta: Isoptera) consumidores de liteira na ilha de Maracá, Roraima. **Acta Amazonica**, v. 21 (único), p. 15-23, 1991.

BANDEIRA, A. G.; TORRES, M. F. Abundância e distribuição de invertebrados do solo em ecossistemas da Amazônia Oriental. O papel ecológico dos cupins. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Série Zoologia**, v. 2, n. 1, p. 13-38, 1985

BEARE, M. H.; REDDY, M. V.; TIAN, G.; SRIVASTAVA, S. C. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: the role of decomposer biota. **Applied Soil Ecology**, v. 6, p. 87-108, 1997

BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. **Ecology: individuals, populations and communities**. 3. ed. Oxford: Blackwell Science, 1996. 1068 p.

BENGTSSON, G.; RUNDGREN, S. Respiration and growth of a fungus, *Mortierella isabellina*, in response to grazing by *Onychiurus armatus* (Collembola). **Soil Biology and Biochemistry**, v. 15, n. 4, p. 469-473, 1983.

BIGNELL, D. E. Relative assimilations of ¹⁴C-labelled microbial tissues and ¹⁴C-plant fibre ingested with leaf litter by the millipede *Glomeris marginata* under experimental conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 21, n. 6, p. 819-827, 1989.

BONKOWSKI, M.; SCHEU, S.; SCHAEFER, M. Interactions of earthworms (*Octolasion lacteum*), millipedes (*Glomeris marginata*) and plants (*Hordelymus europaeus*) in beechwood on a basalt hill: implications for litter decomposition and soil formation. **Applied Soil Ecology**, v. 9, p. 161-166, 1998.

BORKOTT, H.; INSAM, H. Symbiosis with bacteria enhances the use of chitin by the springtail, *Folsomia candida* (Collembola). **Biology and Fertility of Soils**, v. 9, p. 126-129, 1990.

BYZOV, B. A.; KURAKOV, A. V.; TRETAKOVA, E.B.; THANH, V. N.; LUU, N.D.T.; RABINOVICH, Y. M. Principles of the digestion of microorganisms in the gut of soil millipedes: specificity and possible mechanisms. **Applied Soil Ecology**, v. 9, p. 145-151, 1998.

CALLAHAM JR., M. A.; HENDRIX, P. F. Impact of earthworms (Diplocardia: Megascolecidae) on cycling and uptake of nitrogen in costal plain forest soils from northwest Florida, USA. **Applied Soil Ecology**, v. 9, p. 233-239, 1998.

CAZEMIER, A. E.; HACKSTEIN, J. H. P.; OP DEN CAMP, H. J. M.; ROSEMBERG, J.; VAN DER DRIFT, C. Bacteria in the intestinal tract of different species of arthropods. **Microbial Ecology**, v. 33, p. 189-197, 1997.

CORREIA, M. E. F. **Organização da comunidade de macroartópodos edáficos em um ecossistema de Mata Atlântica de Tabuleiros, Linhares (E.S.)**. Rio de Janeiro: UFRJ, 1994. 76p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1994.

CORREIA, M. E. F. Organização de comunidades da fauna do solo: o papel da densidade e da diversidade como indicadores de mudanças ambientais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, 1997, Rio de Janeiro. **CD-Rom**

... Rio de Janeiro : Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. Palestras, seção 3. 20 p.

CORREIA, M. E. F.; ANDRADE, A. G.; FARIA, S. M. Sucessão das comunidades de macroartrópodos edáficos em plantações de três leguminosas arbóreas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, 1997, Rio de Janeiro.

Resumos... Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. Seção Temática 3. 1 CD-ROM. Mini-resumo impresso na página 125.

COSTA, P. **Fauna do solo em plantios experimentais de *Eucalyptus grandis* Maiden, *Pseudosamanea guachapele* Dugand e *Acacia mangium* Willd.** Seropédica, RJ : UFRRJ, 2002. 87p + Anexos. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Área de Concentração em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2002.

COX, G. W.; MILLS, J. N.; ELLIS, B. E. Fire ants (Hymenoptera: Formicidae) as major agents of landscape development. **Environmental Entomology**, v. 21, n. 2, p. 281-286, 1992.

DANGERFIELD, J. M; TELFORD, S. R. Seasonal activity patterns of julid millipedes in Zimbabwe. **Journal of Tropical Ecology**, n. 7, p. 281-285, 1991.

DANGERFIELD, J. M; MILNER, A. E.; MATTHEWS, R. Seasonal activity patterns and behaviour of julid millipedes in south-eastern Botswana. **Journal of Tropical Ecology**, n. 8, p. 451-464, 1992.

DANGERFIELD, J. M; MILNER, A. E. Millipede fecal pellet production in selected natural and managed habitats of southern Africa: implications for litter dynamics. **Biotropica**, n. 28, n. 1, p. 113-120, 1996.

DENSLOW, J. S. Disturbance-mediated coexistence of species. In: [s.n.]. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. [S.I.] : Academic Press, 1985. p. 307-323.

DORAN, J. W., COLEMAN, D. C., BEZDICEK, D. F., STEWART, B. A. (Eds.) **Defining Soil Quality for a Sustainable Environment**. USA : SSSA Special Publication no 35, 1994.

ELDRIDGE, D. J. Nests of ants and termites influence infiltration in a semi-arid woodland. **Pedobiologia**, v. 38, p. 481-492, 1994.

FRAGOSO, C.; BROWN, G. G.; PATRÓN, J. C.; BLANCHART, E.; LAVELLE, P.; PASHANASI, B.; SENEPATI, B.; KUMAR, T. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystems function in the tropics: the role of earthworms. **Applied Soil Ecology**, n. 6, p. 17-35, 1997.

FRANKS, N. R.; BOSSERT, W. H. The influence of swarm raiding army ants on the patchiness and diversity of a tropical leaf litter ant community. In: SUTTON, S. L.; WHITMORE, T. C.; CHADWICK, A. C. **Tropical Rain Forest: Ecology and Management**. Oxford : Blackwell Scientific Publications, 1983 (Special publication of the British Ecological Society, no. 2). p. 151-163.

HANLON, R. D. G.; ANDERSON, J. M. Influence of macroarthropod feeding activities on microflora in decomposing oak leaves. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 12, p. 255-261, 1980.

HEAL, O. W.; MACLEAN JR., S. F. Comparative productivity in ecosystems - secondary productivity. **Proc. Int. Cong. Ecol.**, v. 1, n. 37, p. 89-108, 1974.

HELLING, B.; LARINK, O. Contribution of earthworms to nitrogen turnover in agricultural soils treated with different mineral N-fertilizers. **Applied Soil Ecology**, v. 9, p. 319-325, 1998.

HENDRIX, P. F.; CROSLY JR., D. A.; BLAIR, J. M.; COLEMAN, D. C. Soil biota as component of sustainable agroecosystems. In: EDWARDS, C. A.; LAL, R.; MADDEN, P.; MILLER, R. H.; HOUSE, G. **Sustainable Agricultural Systems**. Ankey, Iowa : Soil and Water Conservation Society, 1990. p. 637-654.

HENDRIX, P. F.; PETERSON, A. C.; BEARE, M. H.; COLEMAN, D. C. Long-term effects of earthworms on microbial biomass nitrogen in coarse and fine textured soils. **Applied Soil Ecology**, v. 9, p. 375-380, 1998.

HIGASHI, M.; ABE, T.; BURNS, T. P. Carbon-nitrogen balance and termite ecology. **Proc. R. Soc. London**, v. 249, p. 303-308, 1992.

HOLE, F. D. Effects of animals on soil. **Geoderma**, v. 25, p. 75-112, 1981.

HOLT, J. A. Microbial activity in the mounds of some Australian termites. **Applied Soil Ecology**, v. 9, p. 183-187, 1998.

INESON, P.; LEONARD, M. A.; ANDERSON, J. M. Effect of collembolan grazing upon nitrogen and cation leaching from decomposing leaf litter. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 14, p. 601-605, 1982.

JÉGOU, D.; CLUZEAU, D.; BALESSENT, J.; TRÉHEN, P. Effects of four ecological categories of earthworms on carbon transfer in soil. **Applied Soil Ecology**, v. 9, p. 249-255, 1998.

KANEKO, N.; MCLEAN, M. A.; PARKINSON, D. Do mites and Collembola affect pine litter fungal biomass and microbial respiration? **Applied Soil Ecology**, v. 9, p. 209-213, 1998.

LAVELLE, P. Diversity of Soil Fauna and Ecosystem Function. **Biology International**, n. 33, p. 3-16, 1996.

LAVELLE, P., BLANCHART, E.; MARTIN, A.; SPAIN, A. V.; MARTIN, S. Impact of soil fauna on the properties of soils in the humid tropics. In: [s.n.]. **Myths and science of soils of the tropics**. Winscosin: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, 1992. (SSSA Special Publication n. 29). p. 157-185.

LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A.; SPAIN, A.; TOUTAIN, F.; BAROIS, I.; SCHAEFER, R. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: applications to soils of the humid tropics. **Biotropica**, v. 25, n. 2, p. 130-150, 1993.

LAVELLE, P.; DANGERFIELD, M.; FRAGOSO, C.; ESCHENBRENNER, V.; LOPEZ-HERNANDEZ, D.; PASHANASI, B.; BRUSSAARD, L. The relationship between soil macrofauna and tropical soil fertility. In: WOOMER, P. L. & SWIFT, M. J. **Biological Management of Tropical Soil Fertility**. [s. l.], 1994. p. 137-169.

LEE, K. E.; WOOD, T. G. Physical and chemical effects on soils of some Australian termites, and their pedological significance. **Pedobiologia**, v. 11, p. 376-409, 1971.

LINDEN, D. R.; HENDRIX, P. F.; COLEMAN, D. C.; VAN VLIET, P. C. J. Faunal Indicators of Soil Quality. In: J. W. DORAN, D. C. COLEMAN, D. F. BEZDICEK; B. A. STEWART. **Defining Soil Quality for a Sustainable Environment**. Winscosin: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, 1994. (SSSA Special Publication n. 35). p. 91-106.

LOPEZ-HERNANDEZ, D.; LAVELLE, P.; FARDEAU, J. C.; NIÑO, M. Phosphorus transformations in two P-sorption contrasting tropical soils during transit through

Pontoscolex corethrurus (Glossoscolecidae: Oligochaeta). **Soil Biology and Biochemistry**, vol. 25, n. 6, p. 789-792, 1993.

MARTIUS, C. Diversity and ecology of termites in Amazonian forests. **Pedobiologia**, v. 38, p. 407-428, 1994.

MCBRAYER, J. F. Exploitation of Deciduous leaf litter by *Apheloria montana* (Diplopoda: Eurydesmidae). **Pedobiologia**, n. 13, p. 90-98, 1973.

MEBES, K-H; FILSER, J. Does the species composition of Collembola affect nitrogen turnover? **Applied Soil Ecology**, v. 9, p. 241-247, 1998.

MOORE, J. M.; PICKER, M. D. *Heuweltjies* (earth mounds) in the Clanwilliam district, Cape Province, South Africa: 4000-year-old termite nests. **Oecologia**, v. 86, p. 424-432, 1991

OLIVEIRA-FILHO, A. T. Floodplain 'murundus' of Central Brazil: evidence for the termite-origin hypothesis. **Journal of Tropical Ecology**, v. 8, p. 1-19, 1992.

PÊTAL, J. The influence of ants on carbon and nitrogen mineralization in drained fen soils. **Applied Soil Ecology**, v. 9, p. 271-275, 1998.

SANTOS, P. F.; PHILLIPS, J.; WHITFORD, W. G. The role of mites and nematodes in early stages of buried litter decomposition in a desert. **Ecology**, v. 62, n. 3, p. 664-669, 1981.

SCHEU, S. Litter microflora-soil macrofauna interactions in lignin decomposition; a laboratory experiment with ¹⁴C-labelled lignin. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, n. 12, p. 1703-1711, 1993.

SEASTEDT, T. R. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. **Ann. Rev. Entomol.**, v. 29, p. 25-46, 1984.

SEASTEDT, T. R.; CROSSLEY JR., D. A. The influence of arthropods on ecosystems. **BioScience**, v. 34, n. 3, p. 157-161, 1984

SETÄLÄ, H. Growth of birch and pine seedlings in relation to grazing by soil fauna on ectomycorrhizal fungi. **Ecology**, v. 76, n. 6, p. 1844-1851, 1995.

SHUMWAY, D. L.; KOIDE, R. T. Seed preferences of *Lumbricus terrestris* L.. **Applied Soil Ecology**, n. 1, p. 11-15, 1994.

STORK, N. E.; EGGLETON, P. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. **American Journal of Alternative Agriculture**, v. 7, n. 1/2, p. 38-47, 1992.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. **Decomposition in Terrestrial Ecosystems**. California : University of California Press, 1979. 372 p.

SYLVESTER-BRADLEY, R.; BANDEIRA, A. G.; OLIVEIRA, L. A. Fixação de nitrogênio (redução de acetileno) em cupins (Insecta: Isoptera) da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 8, n. 4, p. 621-627, 1978.

SYLVESTER-BRADLEY, R.; OLIVEIRA, L. A.; BANDEIRA, A. G. Nitrogen fixation in *Nasutitermes* in Central Amazonia. In: JAISSON, P. **Social Insects in the Tropics**. Paris : Université de Paris, 1983, p. 235-244.

TEUBEN, A.; VERHOEF, H. A. Direct contribution by soil arthropods to nutrient availability through body and faecal nutrient content. **Biology and Fertility of Soil**, v. 14, p. 71-75, 1992

THOMPSON, L.; THOMAS, C. D.; RADLEY, J. M. A.; WILLIAMSON, S.; LAWTON, J. H. The effect of earthworms and snails in a simple plant community. **Oecologia**, v. 95, p. 171-178, 1993.

WARNOCK, A. J.; FITTER, A. H.; USHER, M. B. The influence of a springtail *Folsomia candida* (Insecta, Collembola) on the mycorrhizal association of leek *Allium porrum* and the vesicular-arbuscular mycorrhizal endophyte *Glomus fasciculatus*. **New Phytologist**, v. 90, p. 285-292, 1982.



Roraima