



FAUNA DE SOLO: ASPECTOS GERAIS E METODOLÓGICOS



Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

Agrobiologia

Ministério da Agricultura e do Abastecimento

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

Diretor Presidente

Alberto Duque Portugal

Diretores

Elza Ângela Battaggia Brito da Cunha

Dante Daniel Giacomelli Scolari

José Roberto Rodrigues Peres

Embrapa Agrobiologia

Chefe Geral

Maria Cristina Prata Neves

Chefe Adjunto de Pesquisa e Desenvolvimento

Sebastião Manhães Souto

Chefe Adjunto Administrativo

Vanderlei Pinto

DOCUMENTO Nº 112

ISSN 1517-8498

Fevereiro 2000

FAUNA DE SOLO: ASPECTOS GERAIS E METODOLÓGICOS

Maria Elizabeth F. Correia

Luís Cláudio M. de Oliveira

Seropédica – RJ

2000

Exemplares desta publicação podem ser solicitadas à

Embrapa Agrobiologia

Caixa Postal: 74505

23851-970 – Seropédica – RJ

Telefone: (021) 682-1500

Fax: (021) 682-1230

e-mail: sac@cnpab.embrapa.br

Expediente:

Revisor e/ou ad hoc: *Avílio Antonio Franco*

Normalização Bibliográfica/Confecção/Padronização: *Sérgio Alexandre Lima*

Tiragem: 50 exemplares

Comitê de Publicações: *Sebastião Manhães Souto (Presidente)*

Johanna Döbereiner

José Ivo Baldani

Norma Gouvêa Rumjanek

José Antônio Ramos Pereira

Robert Michael Boddey

Dorimar dos Santos Felix (Bibliotecária)

CORREIA, M.E.F.; OLIVEIRA, L.C.M. de. **Fauna de Solo: Aspectos Gerais e Metodológicos.** Seropédica: Embrapa *Agrobiologia*, fev. 2000. 46p. (Embrapa *Agrobiologia*. Documentos, 112).

ISSN 1517-8498

1. Solo. 2. Fauna edáfica. 3. Método. I. Oliveira, L.M.C. de, colab. II. Embrapa *Agrobiologia* (Seropédica, RJ). III. Título. IV. Série.

CDD 631.4

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	4
2. FAUNA DE SOLO COMO AGENTE DE MODIFICAÇÕES DE PROCESSOS NO SOLO	8
3. ORGANIZAÇÃO DE COMUNIDADES.....	11
4. ESTRUTURA DA COMUNIDADE.....	14
5. A DENSIDADE E A DIVERSIDADE DAS COMUNIDADES DE SOLO COMO INDICADORES	17
6. PERSPECTIVAS DO USO DA ORGANIZAÇÃO DE COMUNIDADES DE SOLO COMO INDICADORA DE MODIFICAÇÕES AMBIENTAIS. 25	
7. METODOLOGIAS DE ESTUDO DA FAUNA DE SOLO	28
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40

Fauna de Solo: Aspectos Gerais e Metodológicos

Maria Elizabeth Fernandes Correia¹

Luís Cláudio M. de Oliveira²

1. INTRODUÇÃO

O solo é o habitat natural para uma grande variedade de organismos, tanto microrganismos, quanto animais invertebrados. Esse conjunto que vive e é responsável por inúmeras funções do solo é chamado de **biota do solo**, e apresenta uma grande variedade de tamanhos e metabolismos (Fig. 1). Os microrganismos são extremamente diversos com várias centenas de espécies de fungos e uma grande diversidade de tipos de bactérias com populações que variam de 10^6 a 10^9 células por centímetro cúbico (Swift et al., 1979).

Com relação aos invertebrados, pode-se dizer que quase todas as classes ou ordens estão representadas no solo. Muitos destes organismos são na verdade aquáticos e vivem associados ao filme de água do solo. É o caso de protozoários, rotíferos, copépodes, tardígrados, nematódeos e outros, que constituem a **microfauna do solo**, cujo diâmetro corporal varia de $4\mu\text{m}$ a $100\mu\text{m}$ (Swift et al., 1979). Estes pequenos animais atuam de maneira indireta na ciclagem de nutrientes através da ingestão de bactérias e fungos. A intensidade de predação pode, em muitos casos, intensificar a mineralização ou retardar a imobilização de nutrientes na biomassa microbiana. A funcionalidade destes diferentes grupos da fauna de solo está sintetizada na tabela 1.

¹ Bióloga, Msc., Embrapa-**Agrobiologia**, km 47, Caixa Postal 74505, CEP 23890-000, Seropédica-RJ. ecorreia@cnpab.embrapa.br

² Bolsista de Pós-Graduação, CAPES – Museu de Zoologia-USP. lucla@usp.com.br

Tab.1 - Atividades da fauna de solo no processo de decomposição e na estrutura do solo .

Categoria	Ciclagem de nutrientes	Estrutura do Solo
Microfauna (4µm – 100µm)	<ul style="list-style-type: none"> •Regulam as populações de bactérias e fungos •Alteram a ciclagem de nutrientes 	<ul style="list-style-type: none"> •Podem afetar a estrutura do solo através de interações com a microflora.
Mesofauna (100µm - 2mm)	<ul style="list-style-type: none"> •Regulam as populações de fungos e da microfauna •Alteram a ciclagem de nutrientes •Fragmentam detritos vegetais 	<ul style="list-style-type: none"> •Produzem pelotas fecais •Criam bioporos •Promovem a humificação
Macrofauna (2mm – 20mm)	<ul style="list-style-type: none"> •Regulam as populações de fungos e da microfauna •Estimulam a atividade microbiana 	<ul style="list-style-type: none"> •Misturam partículas orgânicas e minerais •Redistribuem a matéria orgânica e microrganismos •Promovem a humificação •Produzem pelotas fecais

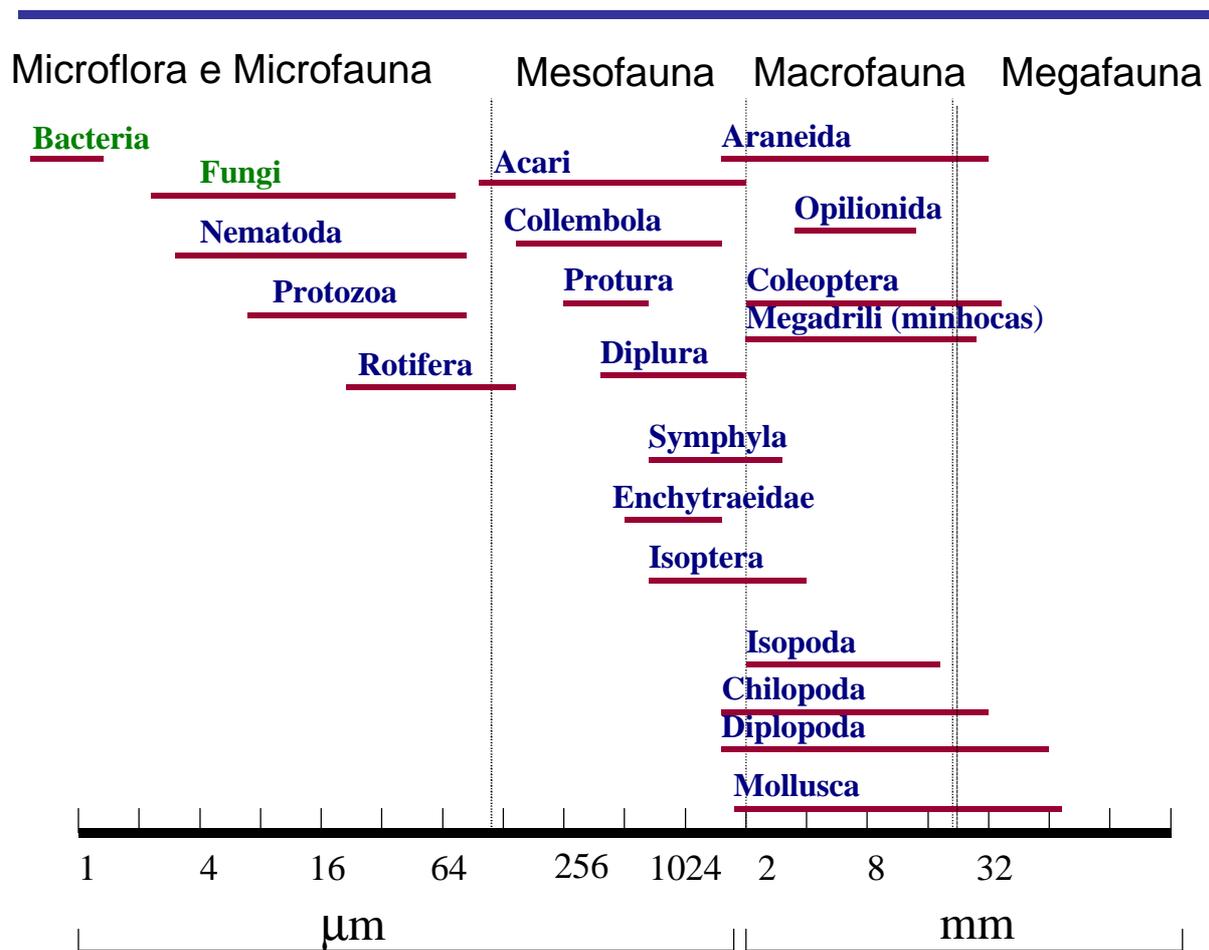


Fig.1: Classificação de tamanho da biota do solo (Swift et al., 1979).

A **mesofauna do solo** apresenta um diâmetro corporal entre 100 μ m e 2mm e compreende ácaros, colêmbolos, miriápodes, aracnídeos e diversas ordens de insetos, alguns oligoquetos e crustáceos. Este conjunto de organismos, apesar de extremamente dependente da umidade do solo, é caracteristicamente terrestre. As atividades tróficas destes animais incluem tanto o consumo de microrganismos e da microfauna, como também a fragmentação do material vegetal em decomposição.

Os animais da **macrofauna do solo** apresentam diâmetro corporal entre 2mm e 20mm e podem pertencer a quase todas as ordens encontradas na mesofauna, excetuando-se ácaros, colêmbolos, proturos e dipluros. Acima de 20mm de diâmetro corporal, os invertebrados do solo passam a pertencer à categoria da **megafauna**, composta por algumas espécies de oligoquetos, diplópodes, quilópodes e coleópteros. Estas duas categorias tem como principais funções a fragmentação de detritos vegetais e animais e a modificação da estrutura do solo, através da atividade de escavação e produção de coprólitos.

Pelo fato da fauna de solo conter uma grande variedade de formas, tamanhos e funções, têm surgido diversas tentativas de classificações e agrupamentos. A classificação acima tem como principal critério o diâmetro corporal, que apresenta alguma relação com o diâmetro do tubo digestivo e do aparelho bucal. Estas medidas por sua vez, determinam que tipo de recurso alimentar e qual o potencial de consumo de um animal da fauna de solo. Sendo assim, não se espera que um integrante da microfauna seja capaz de triturar a Serrapilheira, como também não é provável que um animal da macrofauna, tal como um diplópode dependa apenas de microrganismos para a sua dieta. Outras classificações buscam entender a funcionalidade da fauna de solo, utilizando outros critérios. É o caso da classificação proposta por Hole (1981), que considera a sua ocorrência no ambiente do solo, incluindo horizontes minerais e orgânicos (Tab.2).

Tab. 2: Classificação da fauna do solo, com base na sua ocorrência no ambiente do solo (Hole, 1981).

Categoria	Características	Fauna Representativa
Permanente	Todos os estágios do animal residem no solo	Symphyla, Diplopoda, Oligochaeta, Collembola
Temporário	Um estágio ativo no solo, outro não.	Larvas de muitos insetos
Periódicos	O animal move-se para dentro e fora do solo frequentemente	Formas ativas de muitos insetos
Alternantes	Uma ou mais gerações no solo, outras acima do solo	Alguns afídeos e vespas
Transientes	Estágios inativos (ovos, pupas) no solo e ativos não.	Muitos insetos
Acidentais	O animal cai ou é carregado pela chuva.	Larvas de insetos que vivem na copa das árvores.

2. FAUNA DE SOLO COMO AGENTE DE MODIFICAÇÕES DE PROCESSOS NO SOLO

As características de um solo, bem como a sua qualidade são determinadas em grande parte pelos organismos nele presentes. Essa interferência pode ser clara em processos tais como na decomposição, ou menos óbvia como no caso da textura e estrutura do solo ou capacidade de retenção de água. Tanto os microrganismos como a fauna de solo são capazes de modificar propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Pankhurst & Lynch, 1994). Por outro lado, a biota é também afetada pelo tipo de uso do solo, sendo um reflexo do manejo.

Em sistemas tropicais, os solos de maneira geral, apresentam-se bastante intemperizados e lixiviados, possuindo uma baixa fertilidade natural. Nesse tipo de situação, é a matéria orgânica do solo que representa a maior fonte de nutrientes para o crescimento vegetal. Sendo assim, as taxas de decomposição da matéria orgânica e de liberação de nutrientes são de vital importância para a manutenção da produção vegetal e conseqüente produção animal. São os organismos do solo,

microrganismos e invertebrados, os responsáveis por todo o processo de decomposição e ciclagem de nutrientes. As bactérias e fungos constituem-se em verdadeiros aparatos enzimáticos, sendo os responsáveis por diversos mecanismos de síntese e degradação no solo, ora promovendo a mineralização de compostos orgânicos e a liberação de nutrientes, ora imobilizando-os em sua biomassa (Seasted & Crossley , 1984). No entanto, apesar de uma grande capacidade de transformação química, os microrganismos possuem uma mobilidade limitada. Sendo assim, a variabilidade espacial da atividade dos microrganismos pode ser muito grande, apresentando-se ativos em microsítios favoráveis e inativos em outros desfavoráveis.

Os invertebrados do solo, por outro lado, possuem uma capacidade enzimática limitada, restringindo-se à digestão de proteínas, lipídeos e glicídeos simples. Como outros animais, a fauna de solo não é capaz de produzir enzimas que degradem compostos como a celulose ou a lignina. No entanto, as associações da fauna com microrganismos, tanto decorrentes da ingestão simultânea com o alimento, ou de simbioses mutualísticas, promovem um sinergismo no sistema de decomposição. Se por um lado os microrganismos ao serem transportados pelos invertebrados do solo obtêm uma maior dispersão no ambiente, os invertebrados do solo ao utilizarem as enzimas produzidas pelos microrganismos, ampliam a gama de substratos energéticos a serem explorados. Além de atuarem como reguladores da atividade microbiana, os invertebrados do solo agem como fragmentadores do material vegetal e engenheiros do ecossistema, modificando-o estruturalmente (Lavelle, 1996). De acordo com Lavelle et al.(1992), a interação da fauna de solo com microrganismos e plantas é capaz de modificar funcionalmente e estruturalmente o sistema de solo, exercendo uma regulação sobre os processos de decomposição e ciclagem de nutrientes. Dessa forma, podem ser isolados quatro principais sistemas biológicos de regulação (SBR):

❶ Serrapilheira e Raízes Superficiais , onde a Serrapilheira é a principal fonte de energia para a cadeia alimentar, composta principalmente por artrópodes.

② Rizosfera, cuja a produção de exsudatos estimula uma intensa atividade microbiana, que é utilizada como substrato energético pela microfauna e mesofauna.

③ Drilosfera, que se caracteriza pelo conjunto de estruturas do ambiente elaboradas pelas minhocas (galerias, buracos e coprólitos), bem como pelas próprias populações de minhocas geófagas.

④ Termitosfera, compreende a porção do ambiente sob influência dos cupins, seus ninhos, populações e interações com os microrganismos e as plantas.

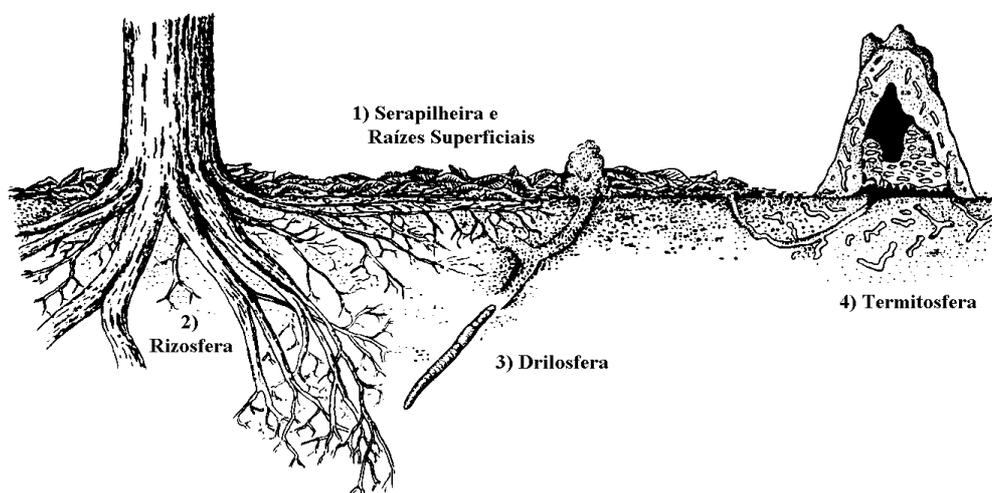


Fig. 2- Sistemas Biológicos de Regulação (SBR) dos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes no solo (Lavelle et al., 1992).

Percebe-se então, que monitorar a fauna de solo é um instrumento que permite avaliar não só a qualidade de um solo, como também o próprio funcionamento de um sistema de produção, já que esta se encontra intimamente associada aos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes, na interface solo-plantas. No entanto, monitorar a fauna é importante também por ser ela mesma um compartimento que desempenha funções importantíssimas e indispensáveis no ecossistema, e que portanto merece ser continuamente avaliada. É importante

então, conhecer dentro o universo de grupos de invertebrados, quais os que são capazes de realizar mais eficientemente processos de regulação das comunidades microbianas, ciclagem de nutrientes, além de modificar estruturalmente os habitats da serrapilheira e do solo. Esse conhecimento fornece bases para um manejo da fauna de solo, tanto de maneira direta, pela introdução de grupos de invertebrados de maior interesse, como de maneira indireta, pelo manejo das características do habitat.

3. ORGANIZAÇÃO DE COMUNIDADES

O conceito de comunidade em Ecologia é suficientemente vago para comportar uma gama de interpretações e aplicações a diferentes situações (Tokeshi, 1993). Comunidade, na sua concepção teórica, nada mais é do que o *conjunto de populações de espécies de animais e plantas vivendo juntas em uma determinada área* (Odum, 1983). A descrição de uma comunidade envolve basicamente três aspectos: a composição taxonômica, os limites espaciais e os limites temporais (Tokeshi, 1993). Conhecer uma comunidade é, portanto, saber que espécies estão presentes, qual e como é o espaço por ela ocupado e em que momento ela está presente ao longo de um processo sucessional. Nenhum destes aspectos é de fácil acesso. O próprio conhecimento taxonômico de uma comunidade inteira, embora teoricamente viável, é praticamente inviável, devido à necessidade de se reunir um grupo extenso de especialistas na taxonomia de todos os grupos vegetais e animais. Além da própria dificuldade logística, os taxonomistas são hoje um recurso cada vez mais raro (Stork & Eggleton, 1992), além do que muitos grupos, particularmente de invertebrados, encontram-se pouco estudados do ponto de vista taxonômico, especialmente em regiões tropicais.

Determinar os limites espaciais de uma comunidade é sem dúvida mais fácil em ambientes interferidos pelo homem, como nos sistemas de produção ou em plantios arbóreos para recuperação de áreas degradadas. No entanto, em sistemas naturais os gradientes abióticos geram também gradientes bióticos e determinar onde começa e termina uma comunidade é quase sempre uma escolha arbitrária. De maior dificuldade ainda pode ser estabelecer qual o grau de maturidade de um sistema, compreendendo como os organismos regulam os grandes processos de

produção e decomposição. Outras características temporais como estabilidade e resiliência de um sistema são importantes do ponto de vista do manejo, pois fornecem informações importantes a respeito da resistência da comunidade a mudanças impostas pelo ambiente abiótico, bem como da sua capacidade de regeneração após um impacto. O conhecimento destas características pode acrescentar aos modelos de manejo uma capacidade de previsibilidade tão esperada, mas ainda pouco alcançada.

Sendo praticamente impossível retratar uma comunidade na íntegra, o que tem sido feito é retratar parcelas desta comunidade, escolhendo determinados grupos taxonômicos, grupos associados a frações do habitat ou grupos que tenham uma função semelhante no ecossistema. É comum vermos trabalhos sobre as comunidades de colêmbolos (Badejo & Van Straalen, 1993, Takeda, 1995), ácaros (Blair et al., 1994, Kaneko, 1995), minhocas (González et al., 1996), diplópodes (Dangerfield & Telford, 1992), entre outros grupos. Neste caso, o estudo da comunidade impõe também a necessidade de um especialista na taxonomia do grupo em questão. Em muitos casos, somente a nível de composição de espécies é que se pode perceber o impacto da interferência antrópica no sistema (Linden et al., 1994), já que dentro de um mesmo grupo taxonômico pode ocorrer substituição de espécies. No caso de tal impacto provocar um retrocesso no processo sucessional, ocorrendo uma regressão a estágios mais pioneiros, podemos encontrar que para algumas ordens de invertebrados o número total praticamente não se altere. Tal fato nos levaria a pensar que este impacto não afetou a comunidade e suas funções não seriam portanto alteradas. Ao se fazer um estudo taxonômico detalhado, no entanto observa-se que a composição de espécies foi mudada, constituindo-se basicamente de espécies pioneiras. Espera-se então que as funções desta parcela da comunidade sejam também alteradas (Odum, 1983).

Um outro tipo de retrato da comunidade é o que se preocupa em determinar a composição de organismos a nível de grandes grupos taxonômicos, em uma determinada fração do habitat. Estudos relativos à composição das comunidades de invertebrados de solo, a nível de classe ou ordem, encontram-se nesta categoria (Adis, 1981; Oliveira, 1996). Este tipo de trabalho está sem dúvida alguma preocupado com os processos que ocorrem no solo, como a decomposição e a ciclagem de nutrientes e com o papel que estes organismos podem exercer como

sistemas biológicos de regulação, particularmente em sistemas tropicais (Lavelle et al., 1993).

Entre as vantagens deste tipo de abordagem estão a facilidade de execução do trabalho, já que não é necessário um conhecimento profundo da taxonomia dos grupos, uma vez que a identificação se dá a nível de classe, ordem ou ocasionalmente, família. Essa superficialidade taxonômica permite um maior conhecimento global da variedade de organismos presentes, que vai desde ácaros e colêmbolos, até gastrópodes, diplópodes, minhocas e térmitas. Tal conhecimento permite também uma primeira inferência sobre a funcionalidade destes organismos no solo e fornece uma indicação simples da complexidade ecológica das comunidades de solo (Stork & Eggleton, 1992). No entanto, essa generalidade impõe algumas limitações na utilização desta abordagem. A primeira limitação é de caráter metodológico, já que diferentes técnicas de amostragem e extração dos animais do solo serão mais eficientes para alguns grupos, em detrimento de outros (Garay, 1989). Desta forma, esse retrato da comunidade já nasce distorcido. Este problema é relativamente contornado quando se trabalha com comparações, tanto entre diferentes épocas do ano dentro de uma mesma comunidade, ou entre comunidades e sistemas de manejo. Nesse caso, não é a composição exata da comunidade que interessa, mas a modificação imposta por algum componente do ambiente.

A segunda limitação deste tipo de trabalho é a incerteza e portanto, a impossibilidade de se determinar a funcionalidade exata de vários dos grupos da fauna de solo, a nível de classe, ordem ou até mesmo família. Coleópteros e ácaros talvez sejam o exemplo mais marcante desta impossibilidade, já que dependendo da espécie podemos encontrar indivíduos que se alimentam da matéria orgânica em diferentes estágios de decomposição, microrganismos e outros animais. Portanto determinar o percentual de saprófagos, micrófagos e predadores na comunidade através deste tipo de abordagem é algo sujeito a uma certa imprecisão. Para se realizar tal determinação é necessário um estudo taxonômico e da biologia de uma série de grupos, o que traz uma série de dificuldades à execução do trabalho (Stork & Eggleton, 1992), já discutidas anteriormente. Talvez a maior contribuição deste tipo de estudo é fornecer bases tanto para uma avaliação global da qualidade do solo, como também apontar grupos funcionais para um estudo mais detalhado.

Analisar a composição e importância de determinados grupos funcionais da comunidade talvez seja a abordagem que mais contribua para a compreensão da capacidade reguladora da fauna de solo nos ecossistemas. Uma classificação funcional da comunidade representa um meio de manipular a alta diversidade biológica ao nível funcional ou de processos (Lavelle, 1994). Um grupo funcional é definido em relação às suas propriedades inerentes, tais como: morfologia, fisiologia e propriedades relacionadas aos recursos e interações entre espécies (Barbault et al., 1991). Essa funcionalidade pode estar relacionada apenas à atividade alimentar, no caso de grupos tróficos (Linden et al., 1994) ou relacionar o tipo de alimento com a localização no perfil do solo (Faber, 1991; Lavelle et al., 1992). A classificação da macrofauna em epigeicos, encogeicos e anécicos revela três padrões distintos e complementares de transformação da matéria orgânica e de modificação das características físicas do solo (Lavelle et al., 1992). Sendo assim, avaliar a variedade de grupos funcionais presentes em áreas manejadas pelo homem pode ajudar a compreender quais as consequências esperadas a partir da exclusão de um ou mais desses grupos (Andersen et al., 1991).

4. ESTRUTURA DA COMUNIDADE

Qualquer que seja a abordagem de estudo da comunidade, é necessário que se utilize duas ferramentas básicas: a abundância e a variedade de espécies ou grupos presentes. Por abundância entenda-se qualquer medida de importância de uma determinada espécie ou grupo presente, como biomassa ou quantidade. Tais medidas devem obrigatoriamente estar associadas a alguma unidade de espaço que pode ser área (m^2 , ha), ou volume (cm^3 de solo). A identificação da fauna de solo a nível de espécie ou de grandes grupos taxonômicos fornece uma lista dos grupos atuantes no conjunto serrapilheira-solo da área de estudo. A estrutura da comunidade não é nem mais, nem menos do que a abundância relativa de espécies ou grupos em uma comunidade, com o propósito de elucidar as influências de fatores bióticos e abióticos que podem estar operando nesta comunidade (Tokeshi, 1993). Desta forma, medir a abundância das espécies é o ponto de partida da ecologia de comunidades (Begon et al., 1986).

Ao se optar por uma medida de abundância em particular, ou seja, biomassa ou densidade, deve-se ter em mente que qualquer das duas medidas fornece uma

visão apenas parcial da presença dos organismos na comunidade. A regra ecológica de que animais maiores são menos numerosos do que animais menores (Colinvaux, 1996) impõe limitações tanto ao uso da biomassa, quanto ao da densidade como determinantes da importância dos diferentes grupos da fauna de solo. Animais como as minhocas geralmente possuem uma grande biomassa, enquanto animais pequenos como os ácaros apresentam uma excepcional densidade. Ambos os grupos são relevantes no ambiente do solo. Mais uma vez, este impasse é melhor resolvido em termos de comparação, avaliando-se as modificações na biomassa ou na densidade em comunidades submetidas a diferentes condições abióticas ou diferentes sistemas de manejo.

A diversidade de espécies está originalmente associada a uma relação entre o número de espécies (riqueza de espécies) e à distribuição do número de indivíduos entre as espécies (equitabilidade) (Walker, 1989). Esta definição está explicitada nos índices de diversidade, que conjugam estes dois parâmetros (Odum, 1983; Colinvaux, 1996) (Tab.3). No entanto, em um sentido mais amplo a própria riqueza de espécies pode ser utilizada como uma medida geral da diversidade (Connell, 1978). Uma vantagem do uso da riqueza de espécies é que ela fornece uma ampla medida da complexidade das comunidades e talvez da sua resiliência. As desvantagens estão associadas à identificação das espécies e de que pouco é revelado sobre as interações entre espécies (Stork & Eggleton, 1992). No entanto, não parece haver também nenhuma razão para que as medidas de diversidade não sejam aplicadas a outros níveis taxonômicos além da espécie. Essa flexibilidade no conceito de diversidade é bastante útil no estudo de comunidades de solo, reconhecidamente muito diversas.

Tab.3: Índices de diversidade: Índice de Shannon, Índice de Pielou e de Riqueza de Espécies (Odum, 1983).

Índice de Diversidade de Shannon	Índice de Uniformidade de Pielou	Índice de Riqueza
$H = -\sum p_i \cdot \log p_i$ <p> $p_i = n_i/N$ $n_i =$ Valor de importância de cada espécie ou grupo $N =$ Total dos valores de importância </p>	$e = H / \log S$ <p> $H =$ Índice de Shannon $S =$ Número de espécies ou grupos </p>	$d = S-1/\log N$ <p> $S =$ Número de espécies ou grupos $N =$ Número de indivíduos </p>

As estimativas da diversidade das comunidades de invertebrados de solo não correspondem à realidade, sendo inferiores ao que realmente ocorre na natureza. No caso dos microartrópodes André et al. (1994) estimam que ela seja 1 a 2 ordens de grandeza superiores ao registrado em literatura. A grande variedade de grupos animais presentes no solo inclui quase que todas as classes de invertebrados (Swift et al., 1979). O resultado dessa diversidade taxonômica é uma imensa variabilidade de tamanhos e de metabolismos no sistema do solo.

A razão para essa diversidade pode ser encontrada na grande variedade de recursos e microhabitats que o solo oferece, uma mistura de fases aquáticas e aéreas altamente compartimentalizadas (Lavelle, 1996). A heterogeneidade ambiental é o atributo ambiental que está mais consistentemente ligado à riqueza de espécies. Tanto o número de grupos funcionais, como a diversidade taxonômica nestes grupos é influenciada pela heterogeneidade espacial local (Barbault et al., 1991). A comunidade de invertebrados de solo pode sofrer a influência de uma heterogeneidade vertical, já que o solo é um ambiente estratificado, com um gama de diferentes microhabitats no litter e no perfil do solo, e portanto com um grande número de grupos funcionais associados (Lavelle et al., 1992). A heterogeneidade pode ser também horizontal, gerada por um mosaico de condições microclimáticas e de qualidade de recursos, geralmente associadas a uma maior complexidade da vegetação. Um aspecto importante é que a própria ação da fauna do solo cria uma série de novos recursos tanto tróficos, quanto espaciais. A existência de animais

com hábitos de coprofagia ou que se alimentam da matéria orgânica do solo são conseqüência da atividade de fragmentação da fauna associada ao litter (Swift et al., 1979). A modificação espacial promovida por minhocas e térmitas também abre a possibilidade de novos microhabitats para a fauna do solo.

Em alguns casos, a heterogeneidade espacial horizontal pode atuar diminuindo a diversidade das comunidades de invertebrados do solo. Isto ocorre quando entre dois microhabitats favoráveis encontrarmos um microhabitat altamente desfavorável, o que dificulta a distribuição e sobrevivência das espécies mais suscetíveis. Oliveira (1997) encontrou na comunidade de invertebrados da Restinga de Maricá, R.J., um exemplo desta situação. Neste tipo de ecossistema a vegetação se distribui em moitas de poucos metros quadrados. Entre as moitas encontram-se espaços sem vegetação, onde o solo, composto quase que somente de areia, é seco e atinge altas temperaturas. Estes espaços vazios criam uma verdadeira barreira à dispersão de grupos de tamanho reduzido e com mecanismos limitados de proteção contra a perda de água. Um número maior de grupos da fauna de solo foi encontrado por Correia (1994) em uma floresta atlântica no norte do Espírito Santo, onde embora haja uma heterogeneidade horizontal, não ocorre uma descontinuidade no ambiente. Resultados semelhantes aos de Oliveira (1997) foram encontrados por Sgardelis & Margaris (1993) em um sistema costeiro mediterrâneo.

5. A DENSIDADE E A DIVERSIDADE DAS COMUNIDADES DE SOLO COMO INDICADORES

As práticas de manejo utilizadas em um sistema de produção podem afetar de forma direta e indireta a fauna do solo, o que se reflete na sua densidade e diversidade. Os impactos diretos correspondem à ação mecânica da aração e gradagem e aos efeitos tóxicos do uso de pesticidas. Os efeitos indiretos estão relacionados à modificação da estrutura do habitat e dos recursos alimentares. Desta forma, a retirada de serrapilheira e ervas daninhas, bem como a compactação do solo decorrente do uso intensivo de máquinas agrícolas e cultivos monoespecíficos provocam uma simplificação do habitat, tendo como conseqüência uma simplificação das comunidades do solo.

A influência de alguns tipos de práticas de manejo nas densidade e diversidade da fauna de solo serão discutidas a seguir:

Aração:

O dano mecânico deste tipo de técnica é maior em indivíduos da macrofauna do que da mesofauna. Westernacher-Dotzler (1992) encontrou que 50% da população de minhocas foi mecanicamente afetada pela aração. Os efeitos indiretos correspondem a uma mudança da dinâmica da matéria orgânica, ocorrendo geralmente um aumento na velocidade de decomposição; como também a mudanças microclimáticas do habitat com um aumento da temperatura e uma redução da umidade (Fraser, 1994).

De um modo geral, as modificações do habitat impostas pela aração têm efeito negativo sobre a fauna de solo. Reduções significativas das populações foram registradas para minhocas (Edwards & Lofty, 1982a), ocorrendo também uma substituição na fauna de minhocas que passa a ser composta de espécies de menor tamanho (Rovira et al., 1987). As densidades de minhocas chegam a ser até 3 vezes maiores no plantio direto do que em sistemas de cultivo convencional (Fraser, 1994).

Robertson et al. (1994) observaram que a ausência de aração promovia densidades maiores de 16 dos 25 grupos da macrofauna estudados, sendo que todos os grupos saprófagos eram afetados negativamente pela aração. Uma redução da heterogeneidade de oribatídeos, ao nível de espécie também foi observada por Franchini & Rockett (1996). Por outro lado Perdue & Crossley (1990) não encontraram diferenças na distribuição vertical da comunidade de ácaros em parcelas cultivadas com e sem aração.

Embora os efeitos da aração de um modo geral sejam negativos, alguns trabalhos demonstram não haver alterações ou pelo contrário, alguns grupos da fauna de solo seriam estimulados por tal manejo. Na tentativa de sintetizar estes diferentes resultados Wardle (1995) aplicou um índice de suscetibilidade dos grupos da fauna de solo às perturbações provenientes da aração.

O índice V proposto por Wardle & Parkinson (1991) é o seguinte:

$$V = (2M_A / M_A + M_{NA}) - 1$$

onde:

M_A = biomassa ou densidade do grupo em questão no cultivo com aração;

M_{NA} = biomassa ou densidade no cultivo sem aração.

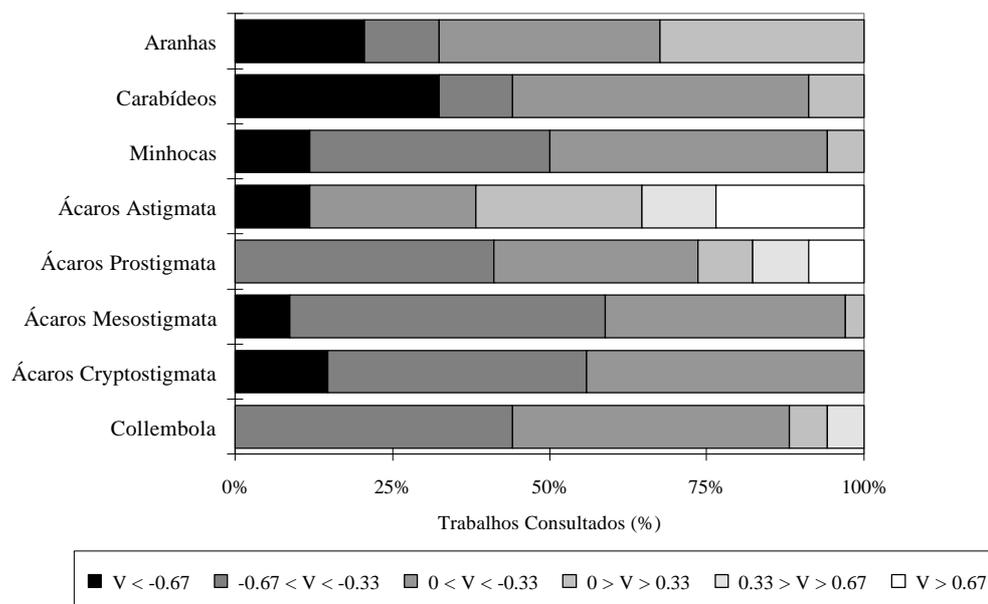
O índice varia de -1 a 1, com o valor 0 indicando abundâncias iguais em cultivos com e sem aração. Pela aplicação do índice foram estabelecidas categorias para expressar o grau de resposta à aração (Tab.4).

Tab.4: Categorias de suscetibilidade da fauna de solo à aração, com base no índice V (Wardle & Parkinson, 1991)

Categorias	Índice
Extrema inibição	$V < -0.67$
Inibição moderada	$-0.33 > V > -0.67$
Ligeira inibição	$0 > V > -0.33$
Ligeira estimulação	$0 < V < 0.33$
Estimulação moderada	$0.33 < V < 0.67$
Extrema estimulação	$V > 0.67$

Wardle (1995) aplicou esta categorização aos resultados de cerca de uma centena de trabalhos que consideravam a influência da aração nas comunidades de solo. Os resultados dessa síntese estão expressos no gráfico abaixo, onde para cada grupo da fauna, está relacionada a porcentagem de trabalhos que se enquadram em cada uma das 6 categorias de influência.

Fig.1. Suscetibilidade de alguns grupos da fauna de solo à aração, calculada a partir do índice V. A porcentagem representa a quantidade de trabalhos consultados por Wardle (1995) que se enquadram em cada categoria (modificado a partir de Wardle, 1995).



No caso dos grupos da macrofauna, não foi observado em nenhum trabalho estimulação moderada ou extrema. O máximo de tolerância foi obtido pelas aranhas, onde cerca de 25% dos trabalhos registraram uma ligeira estimulação. Dentre os ácaros, os Astigmata foram os que se mostraram mais estimulados pela aração, sendo extremamente estimulados em 25% dos trabalhos (Wardle, 1995). Favretto et al. (1992) também observou um aumento na porcentagem de ácaros Astigmata em parcelas aradas (46,7%), em comparação com outras com cobertura viva de *Trifolium subterraneum* (13,4%).

Uso de Coberturas

A adição de coberturas ao solo pode aumentar consideravelmente a infiltração, reduzir a evapotranspiração e a perda de matéria orgânica do solo, além de estimular as comunidades microbianas (Wardle, 1995). No sistema do solo, as

coberturas substituem o litter original , sendo um misto de alimento e habitat. Um aumento na disponibilidade de energia associada à existência de novos habitats favoráveis à colonização, contribui para um aumento da densidade e diversidade de virtualmente todos os grupos da fauna de solo (Takeda, 1995). Esta prática de manejo tem sido considerada como um dos processos chave para a manutenção da estrutura e fertilidade dos solos tropicais (Lavelle et al., 1993).

As minhocas podem responder de maneira diferenciada à aplicação de coberturas, de acordo com os hábitos das diferentes espécies. As que habitam a superfície serão sem dúvida alguma positivamente afetadas pelo uso de coberturas, enquanto as que se localizam mais profundamente no perfil responderão mais favoravelmente à incorporação dos resíduos ao solo (Fraser, 1994).

Wardle et al. (1995) encontrou que uma série de grupos da macrofauna, especialmente coleópteros estafilinídeos, responderam positivamente à cobertura com serragem, aumentando consideravelmente as suas densidades. É importante que se considere, no caso do uso de coberturas mortas, a qualidade do material a ser utilizado. Tian et al. (1993) testaram a resposta, em termos de densidade, de 4 importantes grupos da macrofauna à aplicação de resíduos de diferentes origens. Enquanto as minhocas e térmitas responderam positivamente a qualquer tipo de cobertura, as formigas tiveram suas densidades aumentadas apenas com resíduos de *Gliricidia* e *Leucena*. Os diplópodes por sua vez, não apresentaram nenhuma mudança nas densidades com qualquer tipo de cobertura (Tab.5).

Tab.5. Densidades em número de indivíduos por m² (\pm erro padrão), em uma camada de solo de 0-30 cm afetada pelo uso de cobertura morta. (modificado a partir de Tian et al., 1993).

Resíduos	Minhocas	Térmitas	Formigas	Diplópodes
Sem Cobertura	79 \pm 17 a	360 \pm 243 a	555 \pm 122 a	8 \pm 5 a
Acioa (poda)	100 \pm 12 a	1082 \pm 255 c	566 \pm 155 a	12 \pm 8 a
Gliricidia (poda)	113 \pm 35 ab	528 \pm 203 b	786 \pm 217 b	12 \pm 4 a
Leucena (poda)	144 \pm 46 b	629 \pm 191 b	692 \pm 93 ab	8 \pm 5 a
Milho (sabugo)	107 \pm 11 ab	900 \pm 304 c	540 \pm 90 a	8 \pm 5 a
Arroz (palha)	112 \pm 18ab	689 \pm 184 b	582 \pm 110 a	8 \pm 5 a

Com relação ao uso de coberturas vivas, Liang & Huang (1994) encontraram uma maior densidade e diversidade de ácaros predadores em pomares onde as ervas daninhas não foram retiradas. A maior porcentagem de predadores pode ser um instrumento eficiente para o controle de pragas, sugerindo que os efeitos de uma comunidade de invertebrados do solo mais diversa e abundante ultrapassam os limites do solo.

Aplicação de Pesticidas e Fertilizantes

Os efeitos dos pesticidas sobre a fauna de solo variam não só em função dos compostos utilizados, como também com o método de aplicação. Paoletti et al. (1995) encontraram que redução de coleópteros carabídeos estava relacionada com a utilização de pesticidas.

Os fungicidas em geral, por serem aplicados em doses maiores que inseticidas e herbicidas, têm efeitos muito mais drásticos na fauna do solo (Fraser,

1994). Além disso, há que se considerar os efeitos indiretos da aplicação. A redução da população de fungos leva também a uma redução das populações dos animais fungívoros e de seus potenciais predadores.

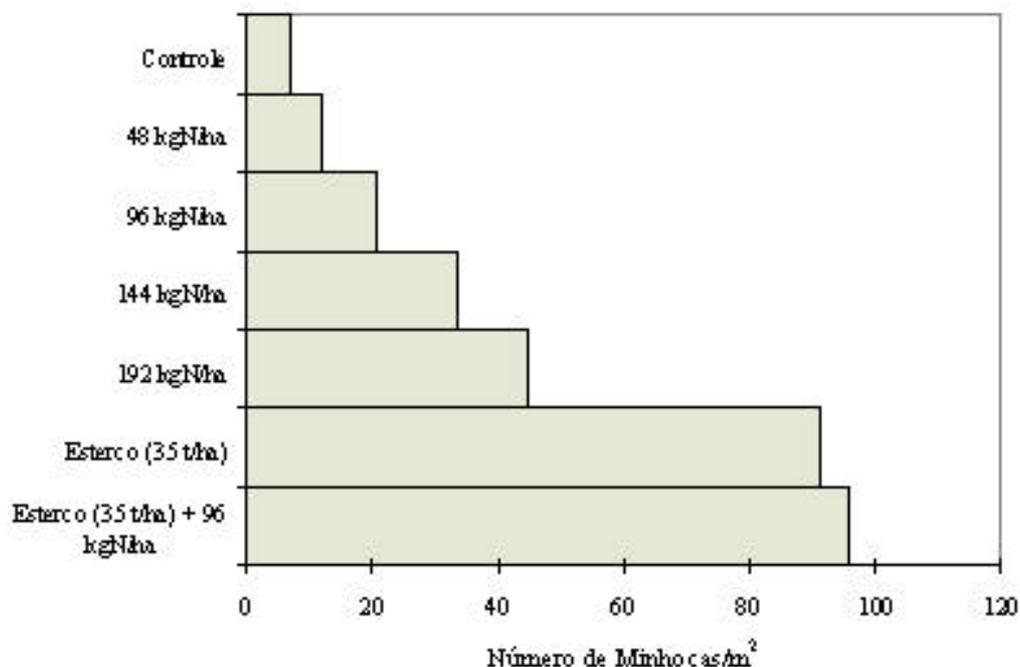
Os herbicidas em geral tem um efeito inibidor nas populações da fauna de solo, que no entanto, é menos pronunciado que o de fungicidas e inseticidas. A redução nas densidades é resultado mais da simplificação do habitat, pela retirada da cobertura viva proporcionada pelas ervas daninhas do que propriamente resultado da intoxicação da fauna (Wardle, 1995).

Os inseticidas apresentam efeitos negativos tanto sobre a macrofauna quanto mesofauna. Em alguns casos pode haver uma substituição de grupos de ácaros e oscilações das populações de colêmbolos (Gupta, 1994).

A aplicação de fertilizantes inorgânicos pode ter um efeito positivo para a fauna de solo, já que ao promover uma maior biomassa vegetal promove também um retorno da matéria orgânica ao solo (Fraser, 1994). A magnitude desse efeito depende diretamente da demanda de nutrientes das plantas cultivadas e da disponibilidade de nutrientes no solo. Quanto maior for o aumento na biomassa vegetal, maior também será a resposta da fauna, embora essa relação não tenha que ser necessariamente linear. Alguns fertilizantes, no entanto, podem ser tóxicos a alguns componentes da fauna de solo. É o caso das minhocas que em geral sofrem intoxicação por amônia (Kladivko & Timmenga, 1990).

A adição de adubos orgânicos, no entanto podem ter um efeito benéfico sobre a fauna de solo, como demonstrado por Edwards & Lofty (1982b) (Fig. 3). É que além de significarem uma incorporação de nutrientes ao solo, representam também uma fonte alimentar adicional (Kladivko & Timmenga, 1990).

Fig.3. Densidade de minhocas, em indivíduos/m², em parcelas com adição de diferentes doses de N mineral e esterco. (modificado a partir de Edwards & Lofty, 1982b).



Efeito do Fogo

A queima de áreas para fins de plantio ou colheita tem efeitos negativos drásticos sobre as populações de animais do solo. Além da eliminação direta de praticamente todos os animais que vivem na superfície do solo, a eliminação da serrapilheira elimina a fonte de alimento e desestrutura o habitat. Sem alimento e sem habitat, a recolonização quando ocorre é lenta e restrita a poucos grupos.

Sgardelis & Margaris (1993) encontraram uma redução na densidade de ácaros e colêmbolos após a ocorrência acidental de fogo em um sistema arbustivo mediterrâneo.

Pinheiro et al. (1996) acompanhou a comunidade de macroartrópodos da serrapilheira e do solo em dois plantios de cana-de-açúcar, um submetido à queima anual por ocasião da colheita e outro em que a área não sofreu queima por 40 anos (Tab.6). Não só as densidades são consideravelmente maiores no cultivo sem

queima, como também a estrutura da comunidade é diferenciada, tendo uma maior percentagem de saprófagos e insetos sociais.

Tab.6. Densidade em número de indivíduos por m² e percentagem do total de indivíduos, de três grupos funcionais de macroartrópodos em plantios de cana-de-açúcar com e sem queima por ocasião da colheita. (modificado a partir de Pinheiro et al., 1996).

	Plantio sem Queima		Plantio com Queima	
	Densidade	% do total	Densidade	% do total
Fitófagos/Alados	6.411	53	2.534	83
Macroartrópodos	3.554	29	307	10
Edáficos				
Insetos Sociais	2.174	18	200	7
Total	12.139		3.042	

6. PERSPECTIVAS DO USO DA ORGANIZAÇÃO DE COMUNIDADES DE SOLO COMO INDICADORA DE MODIFICAÇÕES AMBIENTAIS

De acordo com Doran & Parkin (1994) um bom indicador da qualidade do solo deve obedecer aos seguintes critérios:

- estar associado aos grandes processos do ecossistema;
- integrar propriedades físicas, químicas e biológicas;
- ser acessível a muitos usuários e aplicável a condições de campo;
- ser sensível a variações no manejo e no clima;
- quando possível, fazer parte de bancos de dados.

Como já foi discutido em seções anteriores, a fauna do solo está intimamente associada aos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes que são de fundamental importância para a manutenção da produtividade das culturas. É ao mesmo tempo agente transformador e reflexo das características físicas, químicas e biológicas dos solos. A sensibilidade dos invertebrados de solo aos diferentes manejos, reflete claramente o quanto uma determinada prática de manejo pode ser

considerada ou não conservativa do ponto de vista da estrutura e fertilidade do solo. Tais características já justificam a utilização da fauna de solo como indicadora das modificações do ambiente. Quando o estudo da organização da comunidade se restringe a grandes grupos taxonômicos, não sendo necessário um conhecimento taxonômico profundo, o acesso a muitos usuários é facilitado, o que amplia as possibilidades de sua utilização como indicador.

No entanto, apesar de se ter um número considerável de trabalhos a respeito das funções da fauna de solo, bem como das respostas a interferências antrópicas, tais estudos estão concentrados em determinadas regiões, particularmente as temperadas. O número de trabalhos sobre fauna de solo em regiões tropicais, apesar de crescente, está ainda muito aquém do necessário. No Brasil, o número de trabalhos é irrelevante em relação à área e diversidade de ecossistemas do país.

Como o uso da organização de comunidades como indicador se baseia em comparações, é de fundamental importância a criação de bancos de dados e o estabelecimento de padrões e categorizações que qualifiquem a interferência antrópica em um sistema.

Na Tabela 7 estão sintetizados dados sobre comunidades da fauna de solo em diversos ecossistemas naturais e de origem antrópica em regiões tropicais. Observa-se que, nos ecossistemas florestais naturais citados, encontramos uma abundante comunidade de artrópodes, sendo a macrofauna dominada por insetos sociais (formigas e cupins) e a mesofauna por ácaros e colêmbolos. Neste tipo de ecossistema 50% ou mais da fauna está associada à serrapilheira, já que o principal aporte é proveniente da parte aérea. Em ecossistemas tipo savana, como as pastagens, por apresentarem maior aporte de matéria orgânica pelas raízes, a comunidade é dominada por grupos endógeos, como as minhocas. Os plantios arbóreos monoespecíficos possuem densidades totais inferiores aos ecossistemas florestais nativos, principalmente na categoria "Outros", o que representa uma menor diversidade da fauna de solo nestes sistemas.

Tab. 7- Densidades (indivíduos.m⁻²) dos principais grupos da fauna de solo em diferentes tipos de ecossistemas tropicais

	Formicidae	Isoptera	Oligochaeta	Acari	Collembola	Outros	Macrofauna (Total)	Mesofauna (Total)	Solo	Fonte
Florestas										
Icoaraci (PA)	2.394	1.834	-	12.978	1.792	2.478	6.706	14.770	LA	Bandeira e Souza (1982)
Carajás (PA)	3.760	1.063	io	60.268	15.374	6.519	11.342	75.642	LA	Bandeira e Torres (1988)
Linhares (E.S.)	2.112	46	nq	nq	nq	2.042	4.200	nq	PVA	Correia (1994)
Ilha Grande (R.J.)	2.395	10	nq	nq	712	1.585	3990	712	Cambissolo	Silva (1998)
Yurimaguas (Peru)										
-Floresta Primária	555	3.240	120	nq	nq	388	4.303	nq	ultisols	Lavelle e Pashanasi (1989)
-Floresta Secundária	290	3.570	85	nq	nq	154	4.099	nq	ultisols	Lavelle e Pashanasi (1989)
Chiapas (México)	3.224	897	288	nq	nq	2.000	6.409	nq	Rendzina	Lavelle e Kohlmann (1984)
Maricá (RJ)-Restinga	311	1.151	nq	nq	nq	579	2.041	nq	Podzol	Oliveira (1997)
Plantios Arbóreos										
<i>Pinus caribea</i> (PA)	2.992	42	-	16.838	2.890	2.439	5.473	19.728	LA	Bandeira e Souza (1982)
<i>Mimosa caesalpinifolia</i> (RJ)	1.440	-	nq	nq	nq	730	2.170	nq	Planossolo	Correia et al. (1995)
<i>Acacia mangium</i> (RJ)	285	-	3	nq	886	730	1.945	886	Planossolo	Costa et al. (1998)
<i>Eucalyptus grandis</i> (RJ)	38	-	3	nq	246	871	912	246	Planossolo	Costa et al. (1998)
Pastagens										
Manaus (AM)										
-Pastagem de 15 anos	186	468	224	nq	nq	186	1.064	nq	LA	Barros et al. (1996)
-Pastagem abandonada	2.194	2.090	366	nq	nq	574	5224	nq	LA	Barros et al. (1996)
Vera Cruz (México)	568	2	787	22.033	3.533	840	1.488	25.566		Lavelle et al. (1981)
Yurimaguas (Peru)										
- <i>Brachiaria/Desmodium</i>	68	11	740	nq	nq	103	922	nq	Ultisols	Lavelle e Pashanasi (1989)
-Tradicional (úmido)	706	366	573	nq	nq	123	1768	nq	Ultisols	Lavelle e Pashanasi (1989)
-Centrosema	256	544	546	nq	nq	510	1.856	nq	ultisols	Lavelle e Pashanasi (1989)
Cultivos										
Cana-de-açúcar (RJ)										
-com queima da palha	9	-	nq	nq	nq	1.469	1.478	nq	Cambissolo	Pinheiro (1996)
-sem queima da palha	648	222	nq	nq	nq	6.318	7.188	nq	Cambissolo	Pinheiro (1996)
Roça caçara (RJ)										
-feijão	345	11	-	nq	99	681	1.037	99	Cambissolo	Silva (1998)

LA: Latossolo Amarelo; PVA: Podzólico Vermelho Amarelo
nq: não quantificado, io: incluído em "Outros", (-) não encontrado
As épocas selecionadas correspondem ao período chuvoso.

7. METODOLOGIAS DE ESTUDO DA FAUNA DE SOLO

Devido ao reduzido tamanho da fauna de solo e a sua estratégia de viver na Serrapilheira e no solo, torna-se difícil coletar estes organismos diretamente. Na maior parte das metodologias de amostragem de fauna, coleta-se uma parcela do ambiente (Serrapilheira-solo) de tamanho conhecido, para que então, já em laboratório, os animais sejam retirados (extraídos) dela. Dessa forma, em uma amostragem de fauna de solo, coleta-se na verdade, Serrapilheira e solo, de onde, posteriormente são retirados os animais. Para que se tenha uma idéia da abundância da fauna de solo em um determinado ecossistema natural ou agrícola, é necessário passar pelas seguintes etapas:

1) *Amostragem*

a) No ecossistema estudado, ao longo do seu maior eixo, traça-se uma linha (transect), onde distribuem-se os pontos de coleta, que devem ter no mínimo 5m de distância entre si.

b) O número de pontos de coleta para estudos científicos deve ser de no mínimo 5, embora para fins didáticos isso fique a critério do professor.

c) Para fauna de solo não existem amostras compostas, de tal forma que cada ponto corresponde a uma amostra simples. Isto porque, a fauna de solo apresenta um comportamento muito agregado e o uso de amostras compostas mascararia este efeito, que é importante biologicamente.

d) Para a coleta do material, utiliza-se uma sonda metálica quadrada, medindo 25cm x 25cm, ou seja $1/16$ do m^2 , cuja altura pode variar de 10cm a 30cm, de acordo com a profundidade de solo, que se deseje amostrar.

e) Após a colocação da sonda no solo, retira-se primeiro a Serrapilheira depositada sobre o solo, colocando-a em um saco plástico

devidamente etiquetado com o local, data, número do ponto e a indicação de que se trata da Serrapilheira.

f) Após a retirada da Serrapilheira, retira-se o solo até a profundidade de 5cm, colocando-o em um saco plástico, devidamente etiquetado com as mesmas informações da amostra de Serrapilheira, mais a indicação de que se trata de solo.

Obs: Em caso de ecossistemas com gramíneas não é possível separar a Serrapilheira do solo. Coleta-se uma única amostra de Serrapilheira-solo, incluindo também a parte vegetal viva.

2) Extração e Análise da Fauna em Laboratório

A extração de fauna de solo pode ocorrer através de dois grupos básicos de métodos. Os **métodos físicos ou mecânicos** realizam a separação dos animais do solo baseando-se na natureza e densidade do solo, e no tamanho, forma e propriedades específicas do tegumento dos indivíduos (Cancela da Fonseca & Vannier, 1969). Exemplos clássicos deste tipo de método são a flotação, a centrifugação e a lavagem do solo, sendo que, segundo Moldenke (1994), os mesmos funcionam melhor em solos com pouca matéria orgânica, extraindo mais eficientemente a macrofauna. Os **métodos seletivos ou dinâmicos** separam a fauna através dos tactismos dos animais, em resposta à estímulos termodinâmicos ou químicos (Vannier, 1970). A secagem sobre peneira e o extrator de Berlese-Tullgren são alguns destes métodos. Estes dois grupos fundamentais apresentam vantagens e desvantagens em relação ao processo de extração da fauna. Desta maneira, será feita a seguir uma revisão dos principais métodos de extração de fauna de solo utilizados.

Pitfall Trapping

Adaptado por Greenslade em 1964 (Moldenke, 1994), é composto de um recipiente enterrado ao solo até que a sua extremidade vazada fique no nível da superfície do solo. Dentro deste recipiente é colocado um funil cujo diâmetro seja igual ao do recipiente e em cuja base será colocado um vidro contendo uma solução

conservante. Os animais epígeos caem acidentalmente na armadilha quando estão se locomovendo no solo. Este método mede a atividade dos indivíduos presentes, dependendo basicamente da mobilidade da espécie, que é atraída pelo próprio conservante, frutos, esterco e outros produtos que podem ser acrescentados à armadilha (Moldenke, 1994).

A primeira limitação deste método é que na tentativa de minimizar os danos causados às populações residentes de pequenos vertebrados através da diminuição do diâmetro do funil na tentativa de exclusão dos vertebrados, ocorre uma redução na área de amostragem (Moldenke, 1994). O segundo problema é a inativação do preservativo por diluição causado pela chuva ou por fluxo na superfície do solo. Estes problemas podem ser resolvidos com a colocação de uma cobertura de alumínio e a construção de calhas no solo ao redor da armadilha. A última restrição é quanto ao vandalismo realizado por grandes vertebrados, que destroem a armadilha e bebem o líquido fixador. De qualquer forma estas armadilhas fornecem uma medida da atividade da fauna de solo e não das densidades destas populações.

Funis de Berlese-Tüllgren

Segundo Edwards & Fletcher (1970), é o mais utilizado em trabalhos com macroartrópodos edáficos. O modelo atual é uma adaptação do original de Berlese de 1905 modificado por Tüllgren em 1917 (Garay, 1989); trata-se basicamente de uma estante com uma bateria de funis onde são colocadas as amostras tendo em sua base um recipiente de vidro contendo um solução fixadora (no nosso caso, ácido acetilsalicílico) que recolhe os animais (Fig.4). Acima dos funis, lâmpadas de 25W fornecem a fonte de calor necessária para que haja um gradiente de umidade na amostra, forçando com que os animais migrem para o fundo do funil e, conseqüentemente, caiam dentro do vidro.

As dificuldades do método de Berlese-Tüllgren estão intimamente relacionadas com o seu princípio de extração. Realizando um gradiente de umidade ao longo da amostra, a desidratação pode ser muito rápida, matando alguns animais cuja mobilidade não seja tão grande ou não suportem o stress hídrico, diminuindo a eficácia do método. O prolongamento do período de extração também pode levar a este cenário, sendo que o mais comum é a utilização de um período de 15 dias.

Alguns animais, devido a suas características, apresentam maior dificuldade de serem extraídos, tais como as larvas de Diptera, que por serem ápodas e de tamanho reduzido possuem maior dificuldade de locomoção dentro da amostra; desta forma os indivíduos jovens da família Chironomidae apresentam por exemplo, uma forma de resistência à essa situação levando seus indivíduos a uma total imobilização (Mollon, 1982).

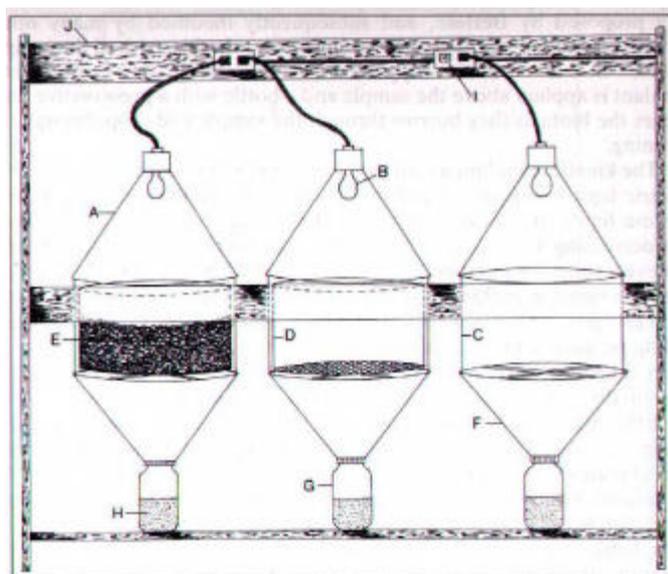


Fig.4: Esquemas do extrator de Berlese-Tüllgren (Moldenke, 1994).

Extrator de Alto Gradiente de Macfadyen

Descrito por Macfadyen em 1962 (Edwards & Fletcher, 1970), apresenta um gradiente de temperatura entre as duas partes do extrator, induzindo a migração da fauna. A parte superior é aquecida por meio de uma resistência com um termostato (25°C no máximo) e um ventilador torna homogêneo o ar quente. Na parte inferior os frascos coletores ficam imersos em água mantida entre 4 e 10°C por um sistema de refrigeração, desta forma os animais coletados são recolhidos em uma solução saturada de ácido acetilsalicílico, sendo que os tempos de extração são fixados em 8 dias (Garay, 1989).

As limitações deste método são basicamente as mesmas que as do funil de Berlese-Tüllgren. A desidratação pode ocorrer muito rapidamente fazendo com que algumas espécies tornem-se criptobióticas. Desta maneira, quanto maior for a razão entre a superfície da amostra em relação ao seu volume, mais eficiente será a

extração (Moldenke, 1994), cabendo ressaltar que esta eficiência é específica para cada espécie. Outros autores mostraram que pequenas amostras favorecem a extração dos animais do solo, possibilitando uma melhor estimativa das densidades. (Cancela da Fonseca et al., 1967; Berthet & Gérard, 1970).

Extrator infravermelho de Kempson:

É mais uma variação do método de Macfadyen. No extrator de Kempson (1963) a amostra é colocada em uma bateria de recipientes vazados com uma grade na parte inferior. Esta grade fica voltada para um recipiente coletor contendo uma solução de ácido pícrico, sendo que estes recipientes estão imersos em água fria. Na parte superior do extrator, lâmpadas infravermelho fornecem a fonte de calor necessária para que o gradiente se estabeleça. É importante ressaltar que as partes inferior e superior são isoladas por uma lâmina de alumínio que garante a diferença de temperatura entre as partes. O tempo de extração médio é de 8 dias, quando a temperatura da superfície do solo chega a 70°C (Edwards & Fletcher, 1970).

As limitações deste método são basicamente as mesmas dos outros que utilizam funis na extração da fauna. Este método apresenta também o problema de ser mais dispendioso, já que o mecanismo é maior e utiliza lâmpadas infravermelho, mais caras que as normais. Kempson (1963) avaliou a eficiência do método sob diferentes condições chegando a resultados muito favoráveis, exceção feita a Enchytreidea, Nematodea e Gastropoda.

Sistema de Flotação de Salt e Hollick

Este método descrito inicialmente por Salt e Hollick em 1944 (Edwards & Fletcher, 1970) é baseado no fato de que os invertebrados do solo possuem gravidade específica levemente maior que a água. O solo é imerso e agitado em uma solução salina que levanta toda a fauna para a superfície. A eficiência do método pode ser aumentada se a amostra for pré-lavada em uma série de peneiras passando o produto final desta lavagem em solução salina (Moldenke, 1994).

A principal deficiência deste método é que após colocar a amostra na solução salina, detritos orgânicos chegam à superfície junto com a fauna, dificultando sua identificação e tornando a triagem muito demorada, além do fato deste tipo de extração ser bastante trabalhosa (Mollon, 1982).

Método Manual- TSBF

Mais recentemente foi proposto o método manual pelo programa **Tropical Soil Biology and Fertility**. Trata-se de delimitar blocos de solo nos quais posteriormente são separados os animais. É interessante que se utilize de 5 a 10 blocos (preferencialmente) de 25cm X 25cm X 30cm de profundidade e triados manualmente para retirada de macroinvertebrados do solo (de tamanho <2mm). A distância entre os pontos amostrados deve ser de 5m ao longo de um transecto.

O procedimento padrão pode ser seguido através de seis passos principais:

- 1- Remover a serrapilheira de dentro de um quadrado de 25cm de lado e separar para amostragem.
- 2- Isolar o bloco cortando com facão uns poucos centímetros no lado externo do quadrado, cavando então uma trincheira de 20cm de lado e 30cm de profundidade em volta deste quadrado. Este procedimento facilitará a separação da amostra em estratos horizontais e a coleta dos animais que escapem do bloco.
- 3- Coletar os invertebrados maiores de 10cm, estes serão principalmente minhocas e diplópodes.
- 4- Dividir o bloco delimitado em três camadas, 0 - 10cm, 10 - 20cm e 20 - 30cm, que serão então separadas manualmente.
- 5- Separar o material dos blocos e a serrapilheira em bandejas de 50cm X 30cm X 5cm de profundidade. Coloque o material em partes, para que não ocupe toda a bandeja e seja possível uma melhor visualização da amostra.
- 6- Preservar os invertebrados em formaldeído 4% e acondicionar as minhocas separadas de outros grupos.

Comparações Entre os Diferentes Métodos

Alguns métodos são mais eficientes do que outros de acordo com o grupo ou grupos da fauna de solo em questão e segundo Kempson (1963) variam igualmente de acordo com a idade e o tamanho dos indivíduos, a natureza do material tratado e a época do ano que são coletadas. De acordo com estudos feitos por Mollon (1982), todos os métodos são imperfeitos, conclusão a que chegou ao analisar as estimativas do número de animais obtidos pela comparação dos diferentes métodos

de extração. Garay (1989) afirma que a extração por si apresenta uma seletividade em relação as diferentes espécies ou estágios, criando uma imagem imprecisa da comunidade com relação às formas mais frágeis ou pouco móveis, devendo-se pensar que os mesmos sejam mais abundantes na comunidade do que o número de indivíduos coletados.

A eficácia dos métodos que exigem uma resposta a estímulos termodinâmicos está intrinsecamente relacionada com o controle de temperatura e umidade. Desta forma o extrator de Macfadyen apresenta certa vantagem em relação ao de Berlese-Tüllgren, onde a diminuição de umidade é mais aguda e abrupta. Sobre este tópico Cancela da Fonseca (1982) sugere que as espécies coletadas às primeiras horas são mais sensíveis à temperatura, sendo que as espécies que resistem até os últimos dias são coletadas porque sua tolerância a baixa umidade foi atingida. Haarlov (1955) delimitou os dois pontos básicos nesta questão: o primeiro é que a temperatura exerce uma ação inibidora quando se eleva muito e rapidamente; e o segundo é que a queda rápida da umidade faz com que as camadas externas da amostra ressequem mais rapidamente que o interior, aprisionando os animais. Apesar disto o Berlese-Tüllgren tem se mostrado o método mais utilizado pelos pesquisadores pelo seu aspecto econômico em relação aos outros métodos.

Os métodos mecânicos apresentam vantagens a partir do momento que são coletadas todas as formas independentes de tamanho ou mobilidade. O método de flotação de Salt e Hollick demonstrou ser, dentre estes métodos, o mais eficiente apesar de não alcançar 100% de eficiência (Mollon, 1982), pois alguns animais ficam retidos à matéria orgânica dificultando sua separação e identificação.

Alguns grupos de fauna edáfica exigem amostragens diferenciadas. Isto é particularmente verdadeiro para os insetos ditos sociais, cupins e formigas. Qualquer método amostral descrito anteriormente tende a subestimar os valores de densidade populacional destes grupos, pois seus efetivos encontram-se normalmente restritos aos seus ninhos. Os indivíduos que porventura são coletados, permitem apenas uma idéia da atividade destes grupos. Existem vários métodos de coleta de acordo com cada grupo social. Aqui será citado, apenas a título de exemplo, alguns procedimentos que devem ser adotados na coleta de cupins.

A metodologia de amostragem a ser utilizada em áreas florestadas deve ser, em parte, a mesma descrita em Eggleton et al. (1995) realizada através da

marcação de seis transectos em cada área de estudo. Cada transecto tem 65m X 2m e é subdividido em 5 seções de 5m de comprimento cada, com espaçamento de 10m entre cada parcela, sendo que cada seção é considerada uma amostra e são realizadas seqüencialmente, coletando-se no solo, folhiço, sob ou dentro de troncos caídos, em troncos mortos em pé, sob a casca das árvores, sob as pedras, em galerias no solo, nas raízes de gramíneas ou de arbustos. Como escala de tempo padrão, cada seção é amostrada por 1 pesquisador durante 1 hora, ao fim desta marca, passa-se para a seção seguinte.

No caso de áreas de pastagem, onde existe pouca ou nenhuma cobertura vegetal e os ninhos de térmitas são epígeos, não é necessário marcar transecto. A amostragem é feita diretamente nos cupinzeiros, cortando-os transversalmente do topo até a base, separando assim as duas metades do ninho e expondo seu interior. Desta forma, fica mais simples coletar os indivíduos e separar as populações de diferentes espécies de térmitas que porventura estejam ocupando o mesmo ninho. Caso o interesse esteja apenas em avaliar que espécies estão presentes, não é necessário que se marque uma parcela, do contrário, se for objetivo do estudo avaliar as densidades populacionais, é necessário que se marque uma unidade de área que funcione como uma parcela.

3)Triagem e Quantificação da Fauna de Solo

a) O conteúdo de cada frasco provenientes dos extratores ou armadilhas é analisado individualmente, em Placa de Petri, sob lupa binocular.

b) São registradas então a quantidade de animais presentes em cada amostra de Serrapilheira e solo de cada ponto de coleta.

c) Como na maioria das técnicas de amostragem, utiliza-se um quadrado com 25cm de lado, o que representa $1/16m^2$, os dados de cada ponto de coleta são multiplicados por 16 para que se tenha uma estimativa do número de indivíduos por m^2 . Calcula-se então a média aritmética e o respectivo erro padrão (desvio padrão/raiz quadrada do número de pontos).

Protocolo de Coleta e Triagem da Fauna de Solo Usando Funis de Berlese-Tüllgren

1. OBJETIVO

Estudar a organização das comunidades de artrópodes edáficos, suas relações com o solo e os processos de decomposição da matéria orgânica, através da diversidade e densidade dos grupos de artrópodes presentes.

2. MATERIAL NECESSÁRIO

a) Amostragem

- Amostrador metálico de 25 x 25 x 25cm.
- Sacos plásticos de 40 x 60 cm.
- Etiquetas.

b) Extração da fauna de solo.

- Ácido acetilsalicílico.
- Álcool etílico.
- Bateria de extratores Berlese-Tullgren.
- Vidros 300 ml com tampa.

c) Triagem da fauna de solo.

- Álcool 70%.
- Lupa binocular.
- Etiquetas.
- Planilhas de contagem.
- Pranchas de identificação.
- Pinças.
- Placas de petri.
- Vidros de 10 ml com tampa.

3. PROCEDIMENTO.

3.1- Coleta.

Na área de interesse devem ser distribuídos ao acaso, pontos de coleta, que podem variar de 10 a 20 pontos de acordo com o tamanho da área ou a heterogeneidade do lugar.

Em cada ponto utilizar o amostrador metálico para delimitar a área da amostra, que deve ser de 25 x 25 cm. Retirar duas sub-amostras de cada ponto: a primeira referente à Serrapilheira e a segunda referente aos primeiros 5 cm do solo. Cada sub-amostra deverá ser acondicionada nos sacos plásticos, devidamente etiquetados com informações sobre a área, número do ponto de coleta, sub-amostra e data de coleta.

EXEMPLO:

Acacia mangium

3/09/97
Ponto: 5
Serrapilheira

Acacia mangium

3/09/97
Ponto: 5
Solo

Como no exemplo anterior, deve-se cuidar para que as sub-amostras de Serrapilheira e de solo tenham o mesmo número de ponto.

A coleta deve ser realizada preferencialmente de manhã, entre 9 e 11 horas e deve-se evitar condições de encharcamento do solo.

3.2 – Extração da fauna do solo.

Cada sub-amostra coletada, deve ser posta em um funil da bateria de extratores Berlese-Tullgren. Na parte inferior do funil deve ser colocado um frasco de

300ml etiquetado, contendo cerca de 150ml de uma solução de ácido acetilsalicílico 3%.

Após a transferência da amostra para o funil, o mesmo deve ser coberto com murim e fixado com elástico de maneira a vedá-lo completamente.

Após a colocação de todas as amostras, as luzes dos extratores devem ser acesas e assim devem permanecer por todo o período de extração (15 dias), ao fim do qual, o material deve ser retirado do interior do funil e de acordo com os objetivos específicos do trabalho pode ser descartado ou separado para análises.

Os vidros com a solução de ácido acetilsalicílico e fauna do solo devem ser tampados e trazidos para o laboratório. No laboratório, deve ser adicionado álcool 95° até a boca dos frascos que serão estocados para posterior triagem da fauna de solo.

3.2- Triagem da fauna de solo.

O conteúdo dos frascos deve ser transferido para uma placa de petri e a identificação deve ser feita através de uma lupa binocular. Após a identificação e devidas anotações relativas à quantidade de cada grupo, os artrópodes devem ser armazenados em frascos de 10ml, contendo álcool 70%, devidamente etiquetados, que devem ser guardados em coleção.

Triagem da Fauna de Solo

Local/Plantio
Coleta:

Data de

Responsável pela Triagem:
Triagem:

Data de

Grupos	Serrapilheira	Solo
Diptera		
Heteroptera		
Homoptera		
Trichoptera		
Lepidoptera		
Coleoptera		
Thysanoptera		
Orthoptera		
Psocoptera		
Isopoda		
Diplopoda		
Blattaria		
Diplura		
Symphyla		
Dermaptera		
Gastropoda		
Oligochaeta		
Araneae		
Chilopoda		
Pseudoscorpionid a		
L. de Diptera		
L. de Coleoptera		
L. de Lepidoptera		
L. de Neuroptera		
Hymenoptera		
Formicidae		
Isoptera		
Collembola		

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADIS, J. Comparative ecological studies of the terrestrial arthropod fauna in Central Amazonia inundation-forests. **Amazoniana**, Amazonas, v.7, n.2, p.87-173, 1981.
- ANDERSEN, R.; FUENTES, E.; GADGIL, M.; LOVEJOY, T.; MOONEY, H.; OJIMA, D.; WOODMANSEE, B. Biodiversity from communities to ecosystems. In: SOLBRIG, O., ed. **From Genes to Ecosystems: a Research Agenda for Biodiversity**. IUBS/SCOPE/UNESCO, 1991. p.73-82.
- ANDERSON, J.M.; INGRAM, J.S.I. **Tropical Soil Biological and Fertility: a handbook of methods**. 2.ed. Wallingford: CAB International, 1993. 221p.
- ANDRÉ, H.M.; NOTI, M.I.; LEBRUN, P. The soil fauna: the other last biotic frontier. **Biodiversity and Conservation**, London, v.3, p.45-56, 1994.
- BADEJO, M.A.; VAN STRAALLEN, N.M. Seasonal abundance of springtails in two contrasting environments. **Biotropica**, Washington, v.25, n.2, p.222-228, 1993.
- BANDEIRA, A.G.; SOUZA, P.C.S. Influência do pinheiro (*Pinus caribea*) sobre a fauna do solo na Amazônia. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, n.114, p.1-13, 1982.
- BANDEIRA, A.G.; TORRES, M.F.P. Considerações sobre a densidade, abundância e variedade de invertebrados terrestres em áreas florestais de Carajás, sudeste da Amazônia. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, série Zoologia, v.4, n.2, 1988.
- BARBAULT, R.; COLWELL, R.K.; DIAS, B.; HAWKSWORTH, D.L.; HUSTON, M.; LASERRE, P.; STONE, D.; YOUNÈS, T. Conceptual framework and research issues for species diversity at the community level. In: SOLBRIG, O. ed. **From Genes to Ecosystems: a Research Agenda for Biodiversity**. IUBS/SCOPE/UNESCO, 1991. p.37-71.
- BARROS, M.E.; BLANCHART, E.; DESJARDINS, T.; FERNANDEZ, E.; MATOS, J.; NEVES, A.; SARRAZIN, M.; CHAUVEL, A.; LAVELLE, P. Macrofauna e agregação do solo em três sistemas da Amazônia Central. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., 1996, Águas de Lindóia, SP, **Resumos...** Águas de Lindóia, SP: USP/SLCS/SBCS, 1996. 1 CD ROM. p.12.
- BEGON, M., HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. **Ecology: individuals, populations and communities**. Oxford: Blackwell, 1996.

- BERTHET, P.; GÉRARD, G., A statistical microdistribution of Oribatei (Acari). I. The distribution pattern. **Oikos**, Copenhagen, v.16, p.214-227, 1965.
- BLAIR, J.M.; PARMELEE, R.W.; WYMAN, R.L. A comparison of the forest floor invertebrate communities of four forest types in the northeastern U.S. **Pedobiologia**, Jena, v.38, p.146-160, 1994.
- CANCELA DA FONSECA, J.P. **Sur la dynamique des peuplements d'acariens oribates en milieu forestier - Aspects méthodologiques**. Thèse présentée à l'Université Paris - Sud Centre D'Orsay. Docteur ès Sciences Naturelles. 1982
- CANCELA DA FONSECA, J.P., POINSOT, N.; VANNIER, G., Essai comparatif sur les microarthropodes et la taille des échantillons de sol. **Revue D'Ecologie et De Biologie du Sol**, Paris, v.4, p.331-355, 1967.
- CANCELA DA FONSECA, J.P.; VANNIER, G. Échantillonnage des microarthropodes du sol. In: LAMMOTTE, M.; BOURLIÈRE, F. eds. **Problèmes d'écologie: L'échantillonnage des milieux terrestres**. Paris: Masson, 1969.
- COLINVAUX, P. **Ecology**. NEW York: John Wiley, 1996.
- CONNELL, J.H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, Washington, v.199, p.1302-1310, 1978.
- CORREIA, M.E.F. **Organização da Comunidade de Macroartrópodos Edáficos em um Ecossistema de Mata Atlântica de Tabuleiros**, Linhares (E.S.). Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da U.F.R.J., 1994. 78p. Tese de Mestrado.
- CORREIA, M.E.F.; de FARIA, S.M.; CAMPELLO, E.F.; FRANCO, A.A. Organização da comunidade de macroartrópodos edáficos em plantios de eucaliptos e leguminosas arbóreas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 25., 1995, Viçosa, **Resumos...** Viçosa: SBCS, 1995. p.442.
- COSTA, P.; CORREIA, M.E.F.; ALVES, G.C.; FRANCO, A.A. Estudo comparativo das comunidades de fauna de solo em sistemas florestais. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 23., 1998, Caxambu, **Resumos...** Caxambu: SBCS/UFLA, 1998. p.158.
- DANGERFIELD, J.M.; TELFORD, S.R. Species diversity of julid millipeds: between habitat comparisons within seasonal tropics. **Pedobiologia**, Jena, v.36, p.321-329, 1992.

- DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN; J.W.; COLEMAN; D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A., eds. **Defining Soil Quality for a Sustainable Environment**. Madison: SSSA, 1994. p.3-21. (SSSA. Special Publication, n.35).
- EDWARDS, C.A.; FLETCHER, K.E., Assesment in terrestrial invertebrate populations. In: PHILLIPSON, J. ed. **Methods of study in soil ecology**. Paris: UNESCO, 1970. p.57-66.
- EDWARDS, C.A.; LOFTY, J.R. The effect of direct drilling and minimal cultivation on earthworm populations. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.19, p.723-734, 1982a.
- EDWARDS, C.A.; LOFTY, J.R. Nitrogenous fertilizers and earthworms populations in agricultural soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.14, p.515-521, 1982b.
- EGGLETON, P.; BIGNEL, D.E.; SANDS, W.A.; WAITE, B.; WOOD, T.G.; LAWTON, J.H. The species richness of termites (Isoptera) under differing levels of forest disturbance in the Mbalmayo Forest Reserv, southern Cameroon. **Journal of Tropical Ecology**, New York, v.11, p.85-98, 1995.
- FABER, J.H. Functional classification of soil fauna: a new approach. **Oikos**, Copenhagen, v.62, n.1, p.110-117, 1991.
- FRANCHINI, P.; ROCKETT, C.L. Oribatis mites as indicator species for estimating the environmental impact of conventional and conservation tillage practices. **Pedobiologia**, Jena, v.40, p.217-225, 1996.
- FRASER, P.M. The impact of soil and crop management practices on soil macrofauna. In: PANKHURST, C.E.; DOUBE, B.M.; GUPTA, V.V.S.R.; GRACE, P.R., eds. **Soil Biota: management in sustainable farming systems**. Melbourne: CSIRO, 1994. p.25-132.
- FRAVETTO, M.R.; PAOLETTI, M.G.; CAPORALI, F.; NANNIPIERI, P.; ONNIS, A.; TOMEI, P.E. Invertebrates and nutrientes in Mediterranean vineyard mulched with subterranean clover (*Trifolium subterraneum* L.). **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.14, p.151-158, 1992.
- GARAY, I. **Relations entre l'hétérogénéité des litières et l'organisation des peuplements d'arthropodes édaphiques**. Paris: École Normale Supérieure, 1989. (Publications du Laboratoire de Zoologie, n.35).

- GONZÁLEZ, G.; ZOU, X.; BORGES, S. Earthworm abundance and species composition in abandoned tropical croplands: comparison of tree plantations and secondary forests. **Pedobiologia**, Jena, v.40, p.385-391, 1996.
- GUPTA, V.V.S.R. The impact and crop management practices on the dynamics of soil microfauna and mesofauna. In: PANKHURST, C.E.; DOUBE, B.M.; GUPTA, V.V.S.R.; GRACE, P.R., eds. **Soil Biota: management in sustainable farming systems**. Melbourne: CSIRO, 1994. p.107-124.
- HAARLOV, N. A modified Tullgren apparatus. In: KEVAN, D.K., ed. **Soil Zoology**. London: Butterworths, 1955. p.333-337.
- HOLE, F.D. Effects of animals on soil. **Geoderma**, Amsterdam, v.25, p.75-112, 1981.
- KANEKO, N. Community organization of oribatid mites in various forest soils. In: EDWARDS, C.A.; ABE, T.; STRIGANOVA, B.R., eds. **Structure and Function of Soil Communities**. Kyoto: Kyoto University, 1995. p.21-33.
- KEMPSON, D., LLOYD, M.; GHELARDI, R. A new extractor for woodland litter. **Pedobiologia**, Jena, v.3, p.1-21, 1963.
- KLADIVKO, E.J.; TIMMENGA, H.J. Earthworms and agricultural management. In: BOX, J.E.; HAMMOND, L.C., eds. **Rhizosphere Dynamics**. Madison: ASA, 1990. p.192-216. (ASA. Selected Symposium, 113).
- LAVELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. **Biology International**, Paris, v.33, p.3-16, 1996.
- LAVELLE, P.; MAURY, M.E.; SERRANO, V. Estudio cuantitativo de la fauna del suelo en la region de Laguna Verde, Vera Cruz. Epoca de lluvias. **Institut del Ecologie Publication**, v.6, p.75-105, 1981.
- LAVELLE, P., BLANCHART, E., MARTIN, A., SPAIN, A.V.; MARTIN, S. **Impact of Soil Fauna on the Properties of Soils in the Humid Tropics**. Madison: SSSA, 1992. (SSSA. Special Publication, n. 29).
- LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A.; MARTIN, S.; SPAIN, A.; TOUTAIN, F.; BAROIS, I.; SCHAEFER, R. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. **Biotropica**, Washington, v.25, n.2, p.130-150, 1993.

- LAVELLE, P.; DANGERFIELD, M.; FRAGOSO, C.; ESCHENBRENNER, V.; LOPEZ-HERNANDEZ, D.; PASHANASI, B.; BRUSSARD, L. The relationship between soil macrofauna and tropical soil fertility. In: WOOMER, P.L.; SWIFT, M.J., eds. **The Biological Management of Tropical Soil Fertility**. New York: Wiley-Sayce Publication, 1994. p.137-169.
- LAVELLE, P.; KOHLMAN, B., Étude quantitative de la macrofauna du sol dans une forêt tropicale humide du Mexique (Bonampak, Chiapas). **Pedobiologia**, Jena, v.27, p.377-393, 1984.
- LAVELLE, P.; PASHANASI, B. Soil macrofauna and land management in peruvian amazonia (Yurimaguas, Loreto). **Pedobiologia**, Jena, v.33, p.283-289, 1989.
- LIANG, W.; HUANG, M. Influence of citrus orchard ground cover plants on arthropod communities in China: A review. **Agriculture Ecosystems Environment**, Amsterdam, v.50, p.29-37, 1994.
- LINDEN, R.D.; HENDRIX, P.F.; COLEMAN, D.C.; VAN VILET, P.C.J. Faunal indicators of soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. eds. **Defining Soil Quality for a Sustainable Environment**. Madison: SSSA, 1994. p.91-106. (SSSA. Special Publication, n.35).
- MOLDENKE, A.R. Arthropods. In: WEAVER, R.W.; ANGLE, S.; BOTTOMLEY, P.; BEZDICEK, D.; SMITH, S.; TABATABAI, A.; WOLLUM, A., eds. **Methods of soil analysis: microbiological and biochemical properties**. Madison: SSSA, 1994. Part 2. p.517-542.
- MOLLON, A. **Les larves de diptères d'une chênaie-charmaie: structure spatio-temporelle du peuplement**. Paris: L'Université Pierre et Marie Curie, 1982. Tese de Doutorado.
- ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1983.
- OLIVEIRA, E.P. Estudo dos invertebrados terrestres e distribuição vertical em diferentes ecossistemas da amazônia central. CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., 1996, Águas de Lindóia, SP, **Resumos...** Águas de Lindóia, SP: USP/SLCS/SBCS, 1996.
- OLIVEIRA, L.C.M. **Caracterização da comunidade de macroartrópodos edáficos em uma mata de restinga, Maricá (R.J.)**. Rio de Janeiro: UFRJ, 1997. Tese de Mestrado. 78p.
- PANKHURST, C.E.; LYNCH, J.M. The role of the soil biota in sustainable agriculture. In: PANKHURST, C.E.; DOUBE, B.M.; GUPTA, V.V.S.R.; GRACE, P.R., eds. **Soil**

- Biota**: management in sustainable farming systems. Melbourne: CSIRO, 1994. p.3-12.
- PAOLETTI, M.G.; SCHWEIGL, U.; FAVRETTO, M.R. Soil macroinvertebrates, heavy metals and organochlorines in low and high input apple orchards and a coppiced woodland. **Pedobiologia**, Jena, v.39, p.20-33, 1995.
- PERDUE, J.C.; CROSSLEY JR., D.A. Vertical distribution of soil mites (Acari) in conventional and no-tillage agriculture systems. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.9, p.135-138, 1990.
- PINHEIRO, L.B.A.; SANTOS, G. de A.; GARAY, I.E. Efeito da queima da palhada da cana-de açúcar na população de macroartrópodos edáficos. CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., 1996, Águas de Lindóia, SP, **Resumos...** Águas de Lindóia, SP: USP/SLCS/SBCS, 1996.
- ROBERTSON, L.N., KETTLE, B.A.; SIMPSON, G.B. The influence of tillage practices on soil macrofauna in a semi-arid agroecosystem in northeastern Australia. **Agriculture Ecosystems Environment**, Amsterdam, v.48, p.149-156, 1994.
- ROVIRA, A.D.; SMETTEM, K.R.J.; LEE, K.E. Effect of rotation and conservation tillage on earthworms in a red-brown earth under wheat. **Australian Journal of Agricultural Research**, Victoria, v.38, p.829-834, 1987.
- SEASTED, T.R.; CROSSLEY JR., D.A. The influence of arthropods on ecosystems. **BioScience**, Washington, v.34, n.3, p.157-161, 1984.
- SGARDELIS, S.P. & MARGARIS, N.S. Effects of fire on soil microarthropods of a phryganic ecosystem. **Pedobiologia**, Jena, v.37, p.83-94, 1993.
- SILVA, R.F. da. **Roça caiçara: dinâmica de nutrientes, propriedades físicas e fauna do solo em um ciclo de cultura**. Seropédica: UFRRJ, 1998. 165p. Tese de Mestrado.
- STORK, N.E.; EGGLETON, P. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. **American Journal of Alternative Agriculture**, Greenbelt, v.7, n.1/2, 1992.
- SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. **Decomposition in Terrestrial Ecosystems**. Oxford: Blackwell, 1979. 372p.
- TAKEDA, H. Templates for the organization of collembolan communities. In: EDWARDS, C.A.; ABE, T; STRIGANOVA, B.R., eds. **Structure and Function of Soil Communities**. Kyoto: Kyoto University, 1995. p.5-20.

- TIAN, G.; BRUSSARD, L.; KANG, B.T. Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions: effects on soil fauna. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.25, n.6, p.731-737, 1993.
- TOKESHI, M. Species abundance patterns and community structure. **Advances Ecological Research**, New York, v.24, p.112-179, 1993.
- VANNIER, G. Techniques relatives a l'extraction des arthropodes du sol. In: **Recherche Cooperative sur Programme du C.N.R.S.** Editions du C.N.R.S. vol. 40, 1970.
- WALKER, D. Diversity and stability. In: CHERRETT, J.M., ed. **Ecological Concepts**. Oxford: Blackwell, 1989. p.115-146.
- WARDLE, D.A. Impacts of disturbance on detritus food webs in agro-ecosystems of contrasting tillage and weed management practices. **Advances Ecological Research**, New York, v.26, p.105-182, 1995.
- WARDLE, D.A.; PARKINSON, D. Analysis of co-occurrence in a fungal community. **Mycological Research**, Cambridge, v.95, p.504-507, 1991.
- WARDLE, D.A.; YEATS, G.W.; WATSON, R.N.; NICHOLSON, K.S. Development of the decomposer food web, trophic relationships and ecosystem properties during a three-year primary succession of sawdust. **Oikos**, Copenhagen, v.73, p.155-166, 1995.
- WESTERNACHER-DOTZLER, E. Earthworms in arable land taken out of cultivation. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.24, p.1673-1675, 1992.