

**EFEITOS DA ALTERAÇÃO DO USO DO SOLO
NA AMAZÔNIA BRASILEIRA SOBRE
SERVIÇOS ECOLÓGICOS PROPORCIONADOS
PELOS SCARABAEINAE (COLEOPTERA,
SCARABAEIDAE)**

RODRIGO FAGUNDES BRAGA

2009

RODRIGO FAGUNDES BRAGA

**EFEITOS DA ALTERAÇÃO DO USO DO SOLO NA AMAZÔNIA
BRASILEIRA SOBRE SERVIÇOS ECOLÓGICOS PROPORCIONADOS
PELOS SCARABAEINAE (COLEOPTERA, SCARABAEIDAE)**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, área de concentração em Entomologia Agrícola, para a obtenção do título de “Mestre”.

Orientador

Prof. Dr. Júlio Neil Cassa Louzada

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL
2009

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca Central da UFLA**

Braga, Rodrigo Fagundes.

Efeitos da alteração do uso do solo na Amazônia Brasileira sobre serviços ecológicos proporcionados pelos Scarabaeinae (Coleóptera, Scarabaeidae) / Rodrigo Fagundes Braga. – Lavras : UFLA, 2009.

50 p. : il.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2009.

Orientador: Júlio Neil Cassa Louzada.

Bibliografia.

1. Serviços ambientais. 2. Sistema de uso do solo. 3. Amazônia. 4. Scarabaeinae. 5. Besouro do esterco. I. Universidade Federal de Lavras.
II. Título.

CDD – 595.76498113

RODRIGO FAGUNDES BRAGA

**EFEITOS DA ALTERAÇÃO DO USO DO SOLO NA AMAZÔNIA
BRASILEIRA SOBRE SERVIÇOS ECOLÓGICOS PROPORCIONADOS
PELOS SCARABAEINAE (COLEOPTERA, SCARABAEIDAE)**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, área de concentração em Entomologia Agrícola, para a obtenção do título de “Mestre”.

Aprovada em 27 de março de 2009.

Prof. Dr. Ronald Zanetti

UFLA

Prof. Dr. Marcelo Passamani

UFLA

Prof. Dr. Júlio Neil Cassa Louzada
(UFLA)
Orientador

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL

A Minha Mãe,

por tudo,

OFEREÇO.

A meu pai,

pelos ensinamentos e amor,

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

A minha mãe, pelo exemplo de mulher e de vida, por ser uma guerreira e batalhadora. “Como eu amo essa mulher”.

Ao meu pai, Geraldo Braga (*in memoriam*), pelos ensinamentos e por minha formação, e pelo amor de pai.

Aos meus irmãos, Josiane, Cecília, Fabrício e Alysson, que sempre me aconselharam e cuidaram de mim, estando distantes, mas sempre próximos no coração.

Aos amigos do “Cintra” e do partido, os grandes responsáveis por minha formação intelectual.

Aos meus mentores na graduação, Dario Alves de Oliveira e Frederico de Siqueira neves.

Aos amigos de Montes Claros, que são tantos, mas não menos importantes, por tudo de bom e ruim, mesmo que o conceito de ruim nesse caso seja bom.

A Fabiana, pelo incentivo e por ter me ajudado na época de maior sufoco do mestrado.

Aos meus afilhados de casamento, Jader e Fernanda, por terem me acolhido em Lavras e por tornarem a vida aqui muito mais prazerosa.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia de Invertebrados da UFLA, pela ajuda, pelos momentos de felicidade e pelo aprendizado.

A Vanesca Korasaki, a pessoa mais fundamental neste trabalho, não só pela ajuda nas pesquisas, mas nos conselhos e amizade, que fez com que este trabalho se tornasse mais fácil e possível.

A Júlio Neil Cassa Louzada ou J. Neil, por acreditar nas minhas “viagens” e proporcionar condições para que elas fossem possíveis; por acreditar

em mim e mostrar um lado da ciência ao qual eu não tinha acesso. Com certeza, uma das pessoas mais criativas que eu já conheci.

A Toby Gardner, pelas ideias, sugestões e conhecimento que me transmitiu.

Aos doutores Marcelo Passamani e Ronald Janetti pelas valiosas sugestões.

Às comunidades indígenas Guanabara I e Nova Aliança, das tribos Cocama e Ticuna, pelo apoio no trabalho e por gentilmente cederem suas terras para nossos trabalhos.

Aos amigos de Benjamin Constant, pela ajuda nas coletas e por tornarem os momentos nessa cidade muito mais divertidos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), pela concessão de bolsa e pelo papel fundamental no desenvolvimento no ensino superior do Brasil.

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Entomologia, por me propiciarem a participação em um curso de representatividade internacional e de grande prestígio.

Ao projeto "Conservation and sustainable management of below-Ground biodiversity", coordenado pelo Tropical Soil Biology and Fertility Institute (TSBF) do CIAT, financiado pelo Global Environment Facility (GEF), implementado pelo United Nations Environment Programme (UNEP), no Brasil denominado Biosbrasil, agradeço pelo apoio financeiro crucial para a execução deste trabalho.

Agradeço a todos que, de alguma maneira, contribuíram para a realização desta pesquisa, mas que não foram citados.

Por último, agradeço a todos que, de alguma maneira, contribuem para o progresso da ciência. A esses deixo uma frase de Chico Science: *Deixar que os fatos sejam fatos naturalmente, sem que sejam forjados para acontecer. Deixar*

que os olhos vejam os pequenos detalhes lentamente. Deixar que as coisas que lhe circundam estejam sempre inertes, como móveis inofensivos, para lhe servir quando for preciso e nunca lhe causar danos, sejam eles morais físicos ou psicológicos...

SUMÁRIO

	Página
RESUMO	i
ABSTRACT	ii
1 INTRODUÇÃO	1
2 REFERENCIAL TEÓRICO	3
2.1 Biodiversidade.....	3
2.2 Perda da biodiversidade.....	4
2.3 Serviços ambientais associados à biodiversidade.....	6
2.4 Serviços ambientais e os escarabeideos.....	7
2.5 Sistemas de uso do solo na Amazônia.....	10
3 METODOLOGIA.....	11
3.1 Área de estudo.....	11
3.2 Arena de avaliação dos serviços ambientais.....	13
3.3 Pitfall.....	15
3.4 Amostragem.....	16
3.5 Análises estatísticas.....	17
4 RESULTADOS.....	18
5 DISCUSSÃO.....	32
6 CONCLUSÕES.....	37
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	39

RESUMO

BRAGA, Rodrigo Fagundes. **Efeitos da alteração do uso do solo na Amazônia brasileira sobre serviços ecológicos proporcionados pelos scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae)**. 2009. 50 p. Dissertação (Mestrado em Entomologia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG*.

Serviços realizados pela biodiversidade são todos aqueles executados por organismos vivos e que afetam, em última análise, processos naturais. Um grupo que se destaca na execução de alguns destes serviços são os Escarabeínae. Este trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar o efeito do sistema de uso no solo na capacidade de realização de alguns serviços ambientais providenciados por escarabeíneos, na Floresta Amazônica brasileira, no estado do Amazonas. O trabalho foi realizado nos meses de março e setembro de 2009. Foram amostrados cinco diferentes sistemas de uso do solo: floresta primária (FP), floresta secundária (FS), agrofloresta (AF), agricultura (AG) e pastagem (PA). Em cada sistema de uso da terra foram selecionados 15 pontos em uma grade. Cada ponto recebeu uma arena de avaliação de serviços ambientais e três pitfalls para a coleta dos escarabeíneos. Foram avaliados a incorporação de matéria orgânica, o revolvimento do solo e a dispersão secundária de sementes, por parte dos escarabeíneos. De maneira geral, todos os serviços ambientais aqui tratados responderam de maneira semelhante entre os sistemas de uso de solo, seguindo um gradiente de complexidade, tendo a floresta primária se diferenciado dos demais sistemas, seguida por floresta secundária, agrofloresta e agricultura, que formaram um único grupo. A pastagem se isolou dos demais sistemas. Os serviços ambientais estão associados às variáveis número de indivíduos, número de espécies e biomassa de besouros presentes no ponto amostral. A complexidade do hábitat atua indiretamente na capacidade de realização dos serviços ambientais realizados pelos escarabeíneos, pois, com a simplificação do ambiente pelo homem, a comunidade dos escarabeíneos é afetada, sofre mudanças no número de indivíduos, de espécies e na sua biomassa. São esses fatores que irão culminar na redução da capacidade de realização dos serviços ecológicos.

Orientador: Júlio Neil Cassa Louzada – UFLA

ABSTRACT

BRAGA, Rodrigo Fagundes. **Effects of changes in land use of the Brazilian Amazon on the ecological services provided by Escarabeíneos (Coleoptera, Scarabaeidae)**. 2009. 50 p. Dissertation (Master in Entomology) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG*.

Ecosystem services provided by the biodiversity are that ones associated to live organism and that, in last analysis, affect natural process of human interest. Scarabeine dung beetles has been in evidence in the last years in function of the array of services provided, both in natural as in agricultural landscapes. This work aimed to evaluate the effect of land use systems in some of the ecosystems services provided by dung beetles, in the Brazilian Amazon forest, Amazonas state. This work was carried out in March and September, 2008,. It was analysed the influence of 5 different land use systems: Primary Forest (FP); Secondary Forest (FS); Agroforest (AF); Agriculture (AG); and Pasture (PA). In each land use system was selected 15 replicates sites 50 to 100 m apart. Each site received one evaluation arena of environmental services and three human baited pitfall traps to collect the scarabeine. The dung removal, the earth excavation, and the secondary seed dispersion by scarabeine were evaluated. In general, all environmental services responded in a similar way among the land use systems, following a gradient of complexity. The primary forest behave different from the others systems, followed by the secondary forest, agroforest and agriculture, that could be statistically grouped. The pasture was not similar to the others systems in neither aspect evaluated. The ecosystem services were related to the abundance, richness and biomass of dung beetles in the evaluation arena. The habitat complexity influence indirectly in the environmental services provided by scarabeine dung beetles, because with a simplification of ambient by man, the dung betle community is affected, changing in abundance, richness and biomass and these factors result in a redution of ecossystem services performance.

* Guidance Committee: Júlio Neil Cassa Louzada - UFLA. (Advisor)

1 INTRODUÇÃO

Comunidades biológicas que levaram milhões de anos para se desenvolver vêm sendo devastadas pelo homem, em toda a Terra. A lista de transformações de sistemas naturais, que estão diretamente relacionadas a atividades humanas, é longa (Primack & Rodrigues, 2001) e estas atividades levam a uma grande perda na diversidade biológica. Esta perda na diversidade biológica gera um grande prejuízo para nós, humanos, pois dependemos de produtos como água, matéria-prima, alimentos, medicamentos, ar e outros produtos e serviços que se encontram em ambientes naturais. Estes produtos atualmente podem ser medidos em “valores econômicos”, por uma disciplina tratada como economia ambiental (McNeely, 1988; Costanza, 1991; Barbier et al., 1994).

Contudo, existem outros benefícios que os ambientes naturais geram e são utilizados pelo homem de forma indireta. Estes benefícios estão relacionados com os serviços ambientais associados à biodiversidade, sendo pouco conhecidos e ainda de difícil mensuração, o que impossibilita associá-los, de maneira precisa, ao seu valor econômico. De acordo com Myers (1996), serviços realizados pela biodiversidade são todos aqueles executados por organismos vivos e que afetam, em última análise, processos naturais, como controle biológico, ciclagem de nutrientes, polinização, dispersão de sementes, manutenção e formação de solos, fixação de carbono, produção de oxigênio, despoluição de corpos d’água e balanço climático, entre outros.

Um grupo que se destaca na execução de alguns desses serviços são os escarabeínae. Estes insetos possuem enorme importância ecológica em diversos processos, como na ciclagem de nutrientes, na dispersão secundária de sementes, no controle biológico, na pedoturbação e na polinização (Nichols et al., 2008).

O enterrio de massas fecais e as galerias construídas pelos escarabeínae alteram as características físico-químicas do solo (Brussaard & Runia, 1984; Kalisz & Stone, 1984), reciclando o nitrogênio e outros nutrientes (Haynes & Williams, 1993), o que gera condições favoráveis para o estabelecimento de espécies vegetais nas proximidades (Alves & Nakano, 1977; Haynes & Williams, 1993; Miranda et al., 1998). Além disso, a capacidade de dispersão e de enterro de sementes juntamente com as fezes provoca efeitos de longo prazo sobre a manutenção e a regeneração das florestas (Andresen, 2003).

O controle biológico de parasitas é o mais conhecido benefício associado aos serviços ambientais gerados pelos escarabeíneos. As fezes servem como fonte de alimento aos escarabeínae e como abrigo, ou para o desenvolvimento da prole, por diversos artrópodes e helmintos, como a mosca-dos-chifres (*Haematobia irritans* L.) e as larvas de nematódeos parasitas gastrintestinais de bovinos, ambas causadoras de consideráveis prejuízos à pecuária (Fincher, 1975; Brayan, 1976; Doube et al., 1988). Ao tornar indisponível tal recurso para esses parasitas, é quebrada uma das etapas de seu ciclo de vida e, conseqüentemente, ocorre diminuição da infestação no gado, demandando, assim, menos recurso financeiro para manter a sanidade do rebanho.

A alteração de ecossistemas, por meio da fragmentação e da substituição por ecossistemas antrópicos, pode não só reduzir a biodiversidade, mas também alterar de maneira significativa o funcionamento dos sistemas naturais, pois este depende, em grande parte, de serviços associados à biodiversidade, alguns deles executados de maneira insubstituível (Louzada, 2008).

As florestas tropicais possuem alta diversidade de escarabeínae e a transformação desse hábitat em sistemas mais simplificados produz impacto negativo sobre a comunidade (Silva, 2005) e, com isso, sobre os serviços realizados por esses organismos.

Trabalhos que visam compreender os processos naturais têm grande apelo social e econômico, uma vez que esses processos auxiliam no entendimento do funcionamento dos sistemas naturais, o que gera informações para estratégias de manejo e conservação destas áreas.

Este trabalho foi realizado com o objetivo de desenvolver uma metodologia para quantificar os serviços ambientais realizados pelos Escarabeínae, buscando:

- a. estudar a comunidade de escarabeínae e sua estrutura em áreas com diferentes de uso do solo;
- b. comparar os serviços ambientais realizados pelos escarabeíneos nestas diferentes áreas;
- c. relacionar aspectos da comunidade de escarabeíneos aos serviços ambientais identificados,;
- d. medir a capacidade de revolvimento do solo, a eficiência de incorporação de fezes ao solo e a eficiência de dispersão secundária de sementes.

Esta dissertação é parte do projeto *Conservation and sustainable management of below-ground biodiversity* (BGBD), implementado pelo United Nations Program e executado em sete países: Brasil, Costa do Marfim, Índia, Indonésia, Kênia, México e Uganda, sendo no Brasil chamado de Biosbrasil. De forma geral, o projeto global tem o objetivo de avaliar os impactos causados em organismos de solo pelos diferentes sistemas de uso da terra, em regiões tropicais.

2 RERERENCIAL TEORICO

2.1 Biodiversidade

A preservação da biodiversidade é um dos maiores desafios da sociedade moderna, neste início de século, devido ao intenso uso dos ecossistemas naturais pelo homem. Preservar a diversidade biológica requer a utilização de enormes áreas e isso pode gerar um conflito pela utilização dos solos.

O termo biodiversidade possui definições variadas para diferentes pessoas e organizações. Segundo o Fundo Mundial para a Natureza, é “a riqueza da vida na Terra, os milhões de plantas, animais e microrganismos, os genes que eles contêm e os intrincados ecossistemas que eles ajudam a construir no meio ambiente”.

Nos ecossistemas terrestres, as florestas tropicais se destacam pela sua enorme biodiversidade (Burslem et al., 2001) e, embora ocupem apenas 7% da extensão da Terra, elas contêm mais da metade de todas as espécies conhecidas pela ciência (Whitmore, 1990). O Brasil é detentor de uma megabiodiversidade e grande parte dela se encontra na Floresta Amazônica. A Amazônia não só mantém 60% das florestas tropicais remanescentes do mundo, mas também armazena milhares de toneladas de carbono na sua biomassa (Fearnside, 2000; Houghton et al., 2000).

A biodiversidade não pode ser vista apenas na diversidade de organismos, mas também nas funções que esses desempenham no ecossistemas. A perda desses serviços pode levar não só à perda da produtividade, mas também à diminuição da sustentabilidade dos agrossistemas (Giller, 1997).

2.2 Perda da biodiversidade

Uma questão muito discutida entre a comunidade científica de todo o mundo é como planejar e implementar um modelo de desenvolvimento

sustentável para a região Amazônica. Principalmente, que seja um modelo que leve em conta a manutenção da maior diversidade biológica do planeta e, ao mesmo tempo, garanta o desenvolvimento social e econômico dos quase 20 milhões de habitantes que vivem nessas regiões.

A partir da década de 1960, um sistema de ocupação desordenado se instalou na Amazônia e estas ocupações geraram surtos devastadores ligados à valorização momentânea de produtos nos mercados nacional e internacional, seguida de longos períodos de estagnação (Becker, 2001, 2004).

A expansão do uso da terra pelo homem tem causado impacto sobre a área vegetada e mudanças na disponibilidade de recursos (Terborgh, 1992 ; Turner, 1996), podendo levar à diminuição na diversidade de animais (Jesus, 2004).

O processo de desmatamento na Amazônia se deve a vários processos, como incentivos fiscais (Mahar, 1998; Schmink & Wood, 1992; Moran, 1993) e políticas de colonização (Andersen & Reis, 1997; Laurance, 1999). Ambos os processos levaram a uma intensa migração para a Amazônia, que perdura até o presente.

As ações humanas responsáveis pelo desmatamento na Amazônia, notadamente, são: exploração de madeira (Nepstad et al., 2001), formação de pastagens (Mertens et al., 2002) e a agricultura, com destaque para plantações de soja sobre pastagens degradadas.

Outro fator que contribui não só para o desmatamento direto, mas para a facilitação de ações agrícolas e madeireiras, é a construção de estradas (Nepstad et al., 2000; Carvalho et al., 2001; Laurance et al., 2001). Projetos de pavimentação e construção de estradas consistem no principal determinante dos futuros padrões de desmatamento da bacia amazônica.

Todas estas atividades levam à perda da biodiversidade e de serviços ambientais associados a essa. Milhares de espécies, antes mesmos de serem

conhecidas pela ciência, são perdidas, juntamente com os produtos e os processos as quais estão ligadas.

2.3 Serviços ambientais associados à biodiversidade

De acordo com Myers (1996), serviços realizados pela biodiversidade são todos aqueles executados por organismos vivos e que afetam, em última análise, processos naturais, como controle biológico, ciclagem de nutrientes, polinização, dispersão de sementes, manutenção e formação de solos, fixação de carbono, produção de oxigênio, despoluição de corpos d'água e balanço climático, entre outros.

Uma grande questão acerca dos serviços ambientais é a metodologia de quantificação e valorização desses serviços (Louzada, 2008), uma vez que espécies são perdidas, antes mesmo de serem conhecidas. Imaginem os serviços associados a estas, que ainda nem são conhecidos ou mensurados.

Os ecologistas tendem a avaliar a natureza dos serviços como estão sendo executados em seu sistema natural e todo o processo evolutivo que levou a este. Por outro lado, economistas tendem a avaliar de maneira puramente econômica, calculando quanto custariam a perda de determinados serviços e as alternativas para a sua substituição (Pearce & Moran, 1994).

Um dos fatores que fazem com que as funções ecológicas sejam negligenciadas é sua difícil quantificação econômica. A demonstração inequívoca de sua natureza como serviço demanda esforços de pesquisa experimental extensiva e um conhecimento amplo do funcionamento dos ecossistemas. Estes esforços de pesquisa permitiriam, por exemplo, que fossem isolados os efeitos da ausência de um grupo ecológico sobre o funcionamento do ecossistema ou de algum processo integrante deste (Louzada, 2008). Uma boa relação entre a biodiversidade e sua função nos ecossistemas pode ser

fundamental para dizer o estado ecológico e econômico das atividades humanas no meio ambiente (Armsworth et al., 2007).

2.4 Serviços ambientais e os escarabeíneos

Os escarabeíneos (Coleoptera, Scarabeinae) formam um grupo que se destaca pela sua grande diversidade, aproximadamente 4.500 espécies (Halffter & Edmonds, 1982), sendo, só em território brasileiro, conhecidas 618 espécies (Vaz-de-Mello, 2000). Estes besouros são muito conhecidos pelos diversos serviços que proporcionam ao ambiente, como incorporação de matéria orgânica em decomposição ao solo (Horgan, 2001, Bang et al., 2005; Nichols et al., 2008), incremento da permeabilidade e aeração do solo (Bang et al., 2005; Nichols et al., 2008), controle de moscas hematófagas e detritívoras (Doube et al., 1988; Nichols et al., 2008), controle de parasitas e moscas vetoras (Fincher, 1975; Miller, 1961), controle de saúvas (*Atta* sp.) (Silveira et al., 2006), dispersão secundária de sementes (Vulínek, 2002; Andresen, 2003) e polinização (Beath, 1996; Sakai & Inque, 1999).

Dentre as funções ecológicas realizadas pelos escarabeíneos, se destacam aquelas de maior interesse humano, como ciclagem de nutrientes, pedoturbação do solo, controle de moscas e dispersão de sementes. Devido às diferentes estratégias de alocação de recurso adotadas por esses besouros, vários desses serviços são beneficiados.

Os escarabeíneos paracoprídeos enterram bolas de excremento em câmaras verticais em estreita proximidade com o local de deposição das fezes. Telecoprídeos transportam bolas de excremento a distâncias que vão de alguns centímetros até alguns metros da fonte inicial do recurso. Endocoprídeos vivem dentro ou logo abaixo do recurso, sem alocá-los para longe do depósito de esterco (Halffter & Edmonds, 1982).

As preferências alimentares dos escarabeíneos também influenciam nas suas funções ecológicas. Apesar de serem conhecidos como rola-bostas ou besouros-do-estercos, não obrigatoriamente se alimentam de fezes. Os escarabeíneos podem ser: coprófagos, os que se alimentam, na sua grande maioria, de fezes de vertebrados, sendo a maior parte das espécies atraída por fezes humanas. Mas, existem espécies que são atraídas somente por fezes de uma espécie em particular, chamadas de estenofágicas (Halffter & Matthews, 1966) ou podem viver em simbiose com mamíferos como preguiças, macacos e antas (Halffter & Matthews, 1966); saprófagos, os que se alimentam de frutos e matéria vegetal em decomposição, sendo atraídos por uma grande variedade de frutos (Halffter & Matthews, 1966; Halffter et al., 1992); micetófagos, alimentam-se de fungos em decomposição (Hanski & Krikken, 1991; Halffter et al., 1992); necrófagos, usam como recurso alimentar cadáveres, tanto nos estágios de larva quanto adulto (Halffter & Matthews, 1966; Halffter et al., 1992), também podendo ocorrer a atração por ovos em decomposição (Vaz-de-Mello & Louzada, 1997); predadores, atacam, basicamente, rainhas de saúvas (Vaz-de-Mello et al., 1998) e diplópodos (Halffter & Matthews, 1966) e generalistas, que são os copronecrófagos e demais combinações possíveis (Halffter et al., 1992).

Solos nos quais fezes são expostas aos escarabeíneos apresentam maior concentração de nutrientes (P, K, N, Ca e Mg) (Bertone, 2004; Lastro, 2006; Yamada et al., 2007) e, ainda, estudos demonstram que várias toneladas de nitrogênio são perdidas pela volatilização amônia (NH₃) (Steinfeld et al., 2006) que se encontra em esterco sobre o solo. O papel de enterrar o esterco, realizado pelos besouros, evita a perda de nitrogênio e aumenta a disponibilidade desse nutriente, tornando-o disponível para as plantas (Yokoyama et al., 1991). A quantidade de fezes removidas pelos escarabeíneos está associada diretamente ao tamanho dos indivíduos (Horgan, 2001).

A construção de galerias realizadas pelos escarabeíneos aumenta a aeração dos solos e a permeabilidade do mesmo (Bang et al., 2005 ; Halffter & Edmonds, 1982), o que proporciona maior passagem de água das chuvas e da irrigação e maior entrada de ar para o interior do solo, o que leva a uma melhora na sua função ecológica (Louzada, 2008).

A competição por recurso entre escarabeíneos e moscas leva a uma redução considerável na população desses dípteros (Ridsdill-Smith, 1993). As moscas que se desenvolvem em fezes podem causar diversos prejuízos aos seus hospedeiros, seja pela perda sanguínea, pelo estresse (Mariátegui, 2000; Bishop et al., 2005) ou ainda atuar como agentes de dispersão de ovos de parasitas intestinais, fungos e bactérias (Louzada, 2008).

Outra função ecológica realizada pelos escarabeíneos é a dispersão secundária de sementes. Os vertebrados frutívoros tem, em suas fezes, sementes resultantes de sua alimentação e, ao se utilizarem dessas fezes, os escarabeíneos acabam dispersando as sementes (Feer, 1999; Vulinec, 2002; Andresen, 2003). A ação de enterrar as sementes, pelos escarabeíneos, cria inúmeras vantagens para as sementes, como diminuição da predação por vertebrados e outros organismos (Janzen, 1982; Estrada & Coates-Estrada, 1991; Shephard & Chapman, 1998; Andresen, 1999), diferentes profundidades no enterrio das sementes (Andresen, 2002; Andresen & Levey, 2004) e diminuição da competição entre plântulas, pela dispersão realizadas pelos telecoprídeos (Andresen, 1999).

A importância dos escarabeíneos na realização de diversos serviços ambientais já se mostra clara e bem demonstrada. Os fatores que interferem negativamente nos serviços ambientais, como a fragmentação florestal e a substituição de hábitat (Howden & Nealis, 1975; Klein, 1989) e a alteração na quantidade e na qualidade dos recursos (Lumaret et al., 1992; Estrada et al., 1998), têm se mostrado preponderantes para a perda dos serviços realizados

pelos escarabeíneos, e a substituição desses serviços tem se mostrado tarefa ainda longe de uma solução (Louzada, 2008).

2.5 Sistemas de uso do solo na Amazônia

Um dos grandes desafios para a sustentabilidade na floresta amazônica é desenvolver sistemas de produção que sejam capazes de transformar áreas naturais degradadas em áreas com potencial produtivo sustentável, levando em conta uma melhor qualidade de vida para os produtores e a capacidade suporte do ecossistema (Ávila, 1992; Goodland, 1995).

O processo de desmatamento na Amazônia vem sendo feito de maneira acelerada e grande parte dessa área vem sendo utilizada para agricultura de subsistência e pastagens (Alvin, 1997).

Índios e caboclos praticam uma agricultura de subsistência itinerante, também conhecida como agricultura migratória de derrubada ou queima. Esse método de cultivo utiliza culturas anuais perenes e a pecuária bovina (Fernandes et al., 1995), feitas em consórcio ou em monocultivos com espécies de milho, feijão, mandioca e banana. Essas culturas, após um período, perdem sua produtividade e são abandonadas por anos, quando se inicia um processo de regeneração, formando as capoeiras (Santos, 2000).

Agricultura de subsistência baseada em rotações de culturas com tempo de pousio leva, cada vez mais, a uma redução na capacidade de regeneração das florestas e, a longo prazo, essas terras se tornam menos produtivas (Nepstad et al., 1991). Esse tipo de agricultura ocasiona uma redução nos estoques naturais de nutrientes e na diversidade genética de plantas e animais (Young, 1990; Preisinger, 1996), causando danos ao meio ambiente.

Em contrapartida, sistemas agrícolas que se associam com espécies vegetais, os sistemas agroflorestais, oferecem alternativas menos impactantes e

podem auxiliar na reversão de processos de degradação (Arima & Uhl, 1996; Rodigheri, 1997).

A pecuária é uma das culturas mais predatórias (Santos, 2000) e a ocupação da região amazônica por pastagens, sem a utilização de uma tecnologia adequada, leva a uma perda na produtividade, logo após os primeiros anos de produção (Serrão et al., 1982; Veiga & Falesi, 1986).

Sistemas de cultivo com plantas perenes ou semiperenes, com vários extratos e sem nenhuma organização, formam um quintal ou pomar caseiro. Nesses sítios, podem-se encontrar alguns animais e estes sistemas muito se assemelham a florestas (Leeuwen et al., 1997).

Segundo Santos (2000), sistemas agroflorestais apresentam uma situação que traz maior benefício ao produtor e ao meio ambiente, em áreas degradadas na floresta amazônica.

A intensificação das atividades agrícolas pode levar a alterações nas funções do ecossistema, diminuição da diversidade de vegetais e de animais, reduzindo ou levando a perda total de importantes serviços para um bom funcionamento do ecossistema o que, finalmente, pode levar à perda da sua produtividade e sustentabilidade (Giller, 1997).

3 METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

As áreas de estudo estão localizadas no município de Benjamim Constant, fronteira com o Peru e Colômbia a, aproximadamente, 1.100 km a oeste de Manaus (Figura 1). Esta área localiza-se na sub-região brasileira da bacia Amazônica, denominada de microrregião do Alto Rio Solimões, no estado do Amazonas, Brasil.

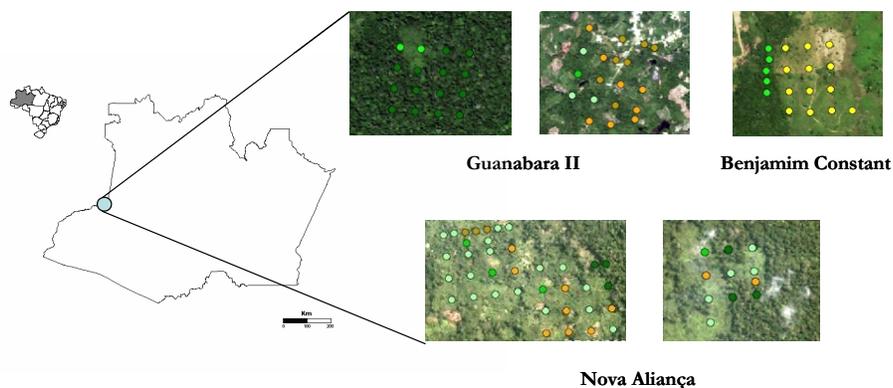


FIGURA 1 Localização da área de estudo. Município de Benjamim Constant, Amazonas, Brasil.

A microrregião do Alto Rio Solimões está no extremo oeste do estado do Amazonas e é representada por uma planície florestada, em terrenos com solos nos espaços terrestres e por rios, igarapés, igapós e lagos nos espaços aquáticos (Noda et al., 1997).

As áreas escolhidas foram definidas por meio de análises feitas em trabalhos anteriores realizados desde o ano de 1995, como parte do Projeto para o Desenvolvimento Sustentado do Alto Solimões – Prodesas.

Foram estudadas as seguintes áreas das comunidades indígenas Nova Aliança e Guanabara II, da cultura “Cocama”. Estas comunidades se situam em área de terra firme, à margem direita do rio Solimões, nas coordenadas geográficas 4°21'12''S e 69°36'04''W, e 4°25'37''S e 69°54'23''W, respectivamente.

Outra área foi estudada dentro da cidade de Benjamim Constant, também situada em área de terra firme, nas coordenadas 4°23'37''S e 70°01'06''W.

Foram amostrados cinco diferentes sistemas de uso do solo: floresta primária (FP), floresta secundária (FS), agrofloresta (AF), agricultura (AG) e pastagem de capim-imperial (*Axonopus scoparius*) (PA) (Figura 2), em março e em setembro de 2008. Em cada sistema de uso da terra, foram selecionados 15 pontos em uma grade, distantes, no mínimo, 50m. Cada ponto recebeu uma arena de avaliação de serviços ambientais e três pitfalls para a coleta dos escarabeíneos adultos, totalizando 75 pontos amostrais independentes. Os pontos amostrais foram dispostos a uma distância mínima de 50 m um do outro, para manter a independência entre as amostras de cada armadilha.

A arena de serviços ambientais permaneceu no campo por um período de 24 horas. Após esse tempo, a arena foi removida e os pitfalls foram instalados em uma formação triangular, respeitando-se 2m um do outro, tendo a área da arena como centro.

3.2 Arena de avaliação dos serviços ambientais

A arena de avaliação dos serviços ambientais foi composta por uma área de 0,785 m², delimitada por tela de náilon sustentada por palitos de bambu. Na parte central da arena foram depositados 70 g de fezes (35g de fezes humanas misturada a 35 g de fezes de porco). A este bolo fecal foram adicionadas sementes nativas e miçangas de três tamanhos e quantidades conhecidas: 50 pequenas (0,35mm), 20 médias (0,86mm) e 10 grandes (1,55mm) (Figuras 3 e

4). O depósito de fezes foi, então, protegido da chuva por uma cobertura plástica sustentada por palitos de bambu.

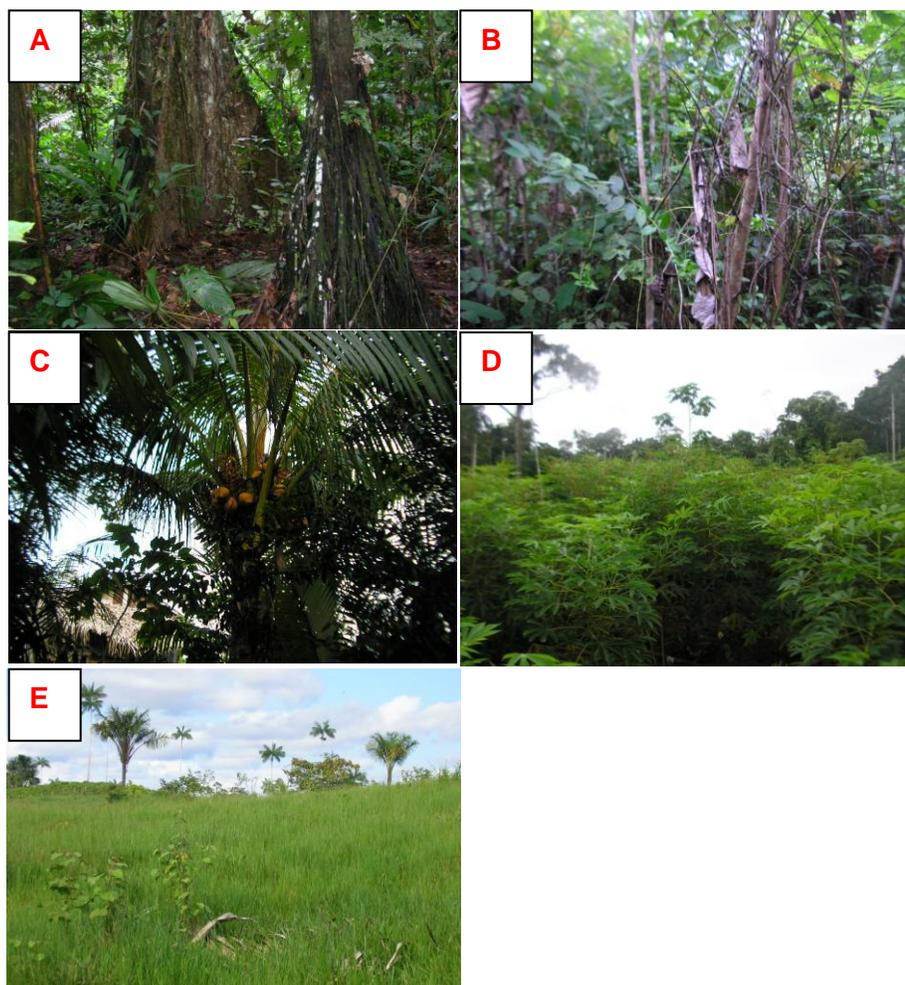


FIGURA 2 Sistemas de uso do solo usados no experimento. Floresta primária (A), floresta secundária (B), agrofloresta (C), agricultura (D) e pastagem (E). Benjamim Constant, AM, Brasil.



FIGURA 3 Arena de avaliação dos serviços ambientais (A) e bolo fecal com miçangas misturadas (B).

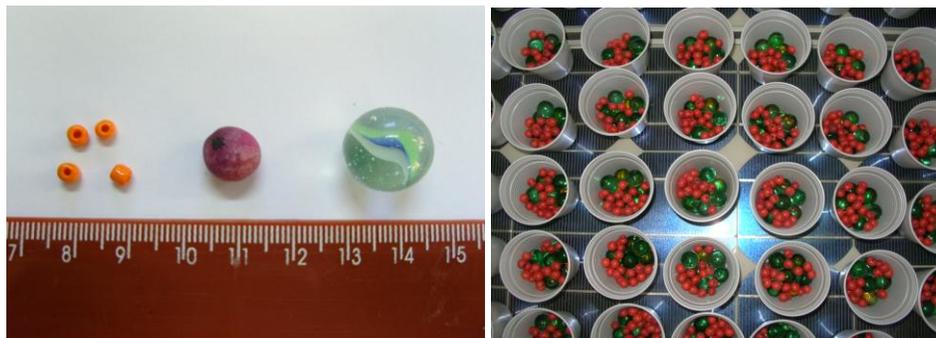


FIGURA 4 “Sementes” artificiais de vários tamanhos: pequenas, médias e grandes.

3.3 Pitfall

A armadilha do tipo pitfall foi composta de um recipiente plástico de 19 cm de diâmetro e 11 cm de profundidade, tampa plástica, uma alça de arame servindo para sustentar um copo descartável (porta isca) e três palitos de bambu (suporte para tampa plástica). O pitfall foi enterrado no chão com a abertura no mesmo nível do solo, contendo cerca de 250 ml de solução de detergente líquido

a 1,5%. Cada pitfall foi iscado com, aproximadamente, 20g de fezes humanas. O recipiente com a isca foi instalado no centro do pitfall e todo o conjunto foi, então, protegido da chuva por uma cobertura plástica (Figura 5). Os pitfalls permaneciam no campo por 24 horas.



FIGURA 5 Armadilha tipo pitfall.

3.4 Amostragem

Para avaliar a quantidade de fezes removida do bolo fecal pelos escarabeíneos, a massa inicial depositada sobre o solo foi pesada após o período de 24 horas de exposição à comunidade de besouros. Após este procedimento, procedeu-se a recuperação das sementes restantes e, por diferença de peso, estimou-se a quantidade de fezes removida. A terra revolvida no interior da arena foi recolhida e colocada em sacos plásticos e levada ao laboratório, onde foram realizadas a pesagem e a avaliação da capacidade de revolvimento de solo pelos escarabeíneos em cada sistema de uso da terra (Figura 6).

Foram consideradas como sementes dispersadas todas aquelas não encontradas na massa fecal após o período de 24 horas. O número de sementes não dispersadas foi descontado das sementes misturadas inicialmente na massa

fecal, obtendo-se, assim, a quantidade total de sementes dispersadas de cada tamanho.

Os escarabeíneos coletados foram levados ao Laboratório de Ecologia e Conservação de Invertebrados da Universidade Federal de Lavras, triados e identificados por especialistas até o nível de espécie, quando possível e pesados para se obter sua biomassa.

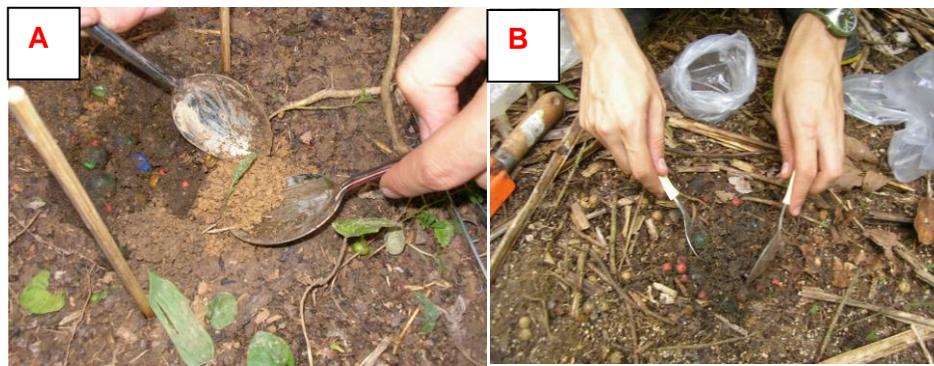


FIGURA 6 Coleta do solo revolvido (A) e coleta das fezes restantes (B).

3.5. Análises estatísticas

Uma análise “nonmetric multidimensional scaling” (MDS) foi utilizada para verificar as diferenças na estrutura e na composição da comunidade de escarabeíneos dentro e entre os diferentes usos do solo. A ordenação foi feita utilizando-se dados de abundância estandardizados como indicadores da importância da espécie em cada sistema de uso e empregando-se o índice de Bray-Curtis como medida de similaridade entre pontos.

Para verificar o efeito do uso do solo sobre as taxas de remoção de fezes e de sementes de diferentes categorias, foram utilizados modelos lineares generalizados, tendo a taxa de remoção como variável resposta e as diferentes categorias de uso do solo como variável determinante. Para avaliar as possíveis diferenças nas taxas entre diferentes sistemas, efetuou-se um contraste de

médias. Por se tratarem de variáveis respostas representadas como proporções, utilizou-se uma estrutura de erros binomiais.

Para verificar o efeito do uso do solo sobre o revolvimento de solo por parte dos escarabeíneos, foram utilizados modelos lineares generalizados, tendo a quantidade de solo revolvido para a superfície como variável resposta e as diferentes categorias de uso do solo como variável determinante. Para avaliar as possíveis diferenças na quantidade média removida entre diferentes sistemas, efetuou-se um contraste de médias. Todas as análises foram efetuadas utilizando-se o software R (R Development Core Team, 2008).

Para avaliar a correlação entre porcentagem de fezes incorporada, solo removido e taxa de remoção de sementes médias, grandes e pequenas com as variáveis biomassa, número de indivíduos e número de espécies, foi realizada a correlação de Spearman, utilizando-se o programa Bioestat 5.0 (Ayres et al., 2007).

4 RESULTADOS

A remoção de fezes ocorreu de maneira mais acentuada em ambientes de floresta primária, os quais se diferenciam estatisticamente dos demais sistemas de uso do solo, tanto no mês de março ($F = 41,7$; $p < 0,05$; Figura 7a) quanto no mês de setembro ($F = 36,7$; $p < 0,05$; Figura 7b). As áreas de floresta secundária, agrofloresta e agricultura não podem ser consideradas estatisticamente diferentes e distintas da pastagem, tanto em março ($F = 0,85$; $p = 0,35$; Figura 7a) quanto em setembro ($F = 0,59$; $p = 0,55$; Figura 7b). As áreas de pastagem podem ser consideradas estatisticamente distintas dos demais sistemas de uso do solo, tanto em março ($F = 22,2$; $p < 0,05$; Figura 7b) quanto em setembro ($F = 3,29$; $p < 0,05$) (Figura 7b), apresentando a menor porcentagem de remoção de

fezes (Figura 1). Pode-se observar também um acréscimo na quantidade de fezes removidas em todas as áreas no mês de setembro, quando comparado a março .

No mês de março, a remoção de terra para a superfície do solo ocorreu em maior quantidade em áreas de floresta primária ($F = 23,7$; $p < 0,05$), seguida pelas áreas de floresta secundária e agrofloresta. Estas duas últimas não se diferenciaram estatisticamente para a variável solo revolvido ($F = 0,45$; $p = 0,54$), mas ambas se diferenciaram dos demais sistemas ($F = 27,3$; $p < 0,05$). A área de agricultura se isolou dos demais sistemas ($F = 37,4$; $p < 0,05$), o mesmo ocorrendo com a pastagem ($F = 15,4$; $p < 0,05$) (Figura 8).

No mês de setembro, o mesmo padrão não foi observado, no que diz respeito à remoção de solo para a superfície pelos escarabeíneos. As áreas de floresta primária ($F = 11,4$; $p < 0,05$) e pastagem ($F = 18,24$; $p < 0,05$) se comportaram de maneira diversa das demais e diferentes entre si. Já as áreas de floresta secundária, agroflorestas e agricultura formaram um único grupo estatisticamente igual ($F = 0,55$; $p = 0,53$; Figura 8) .

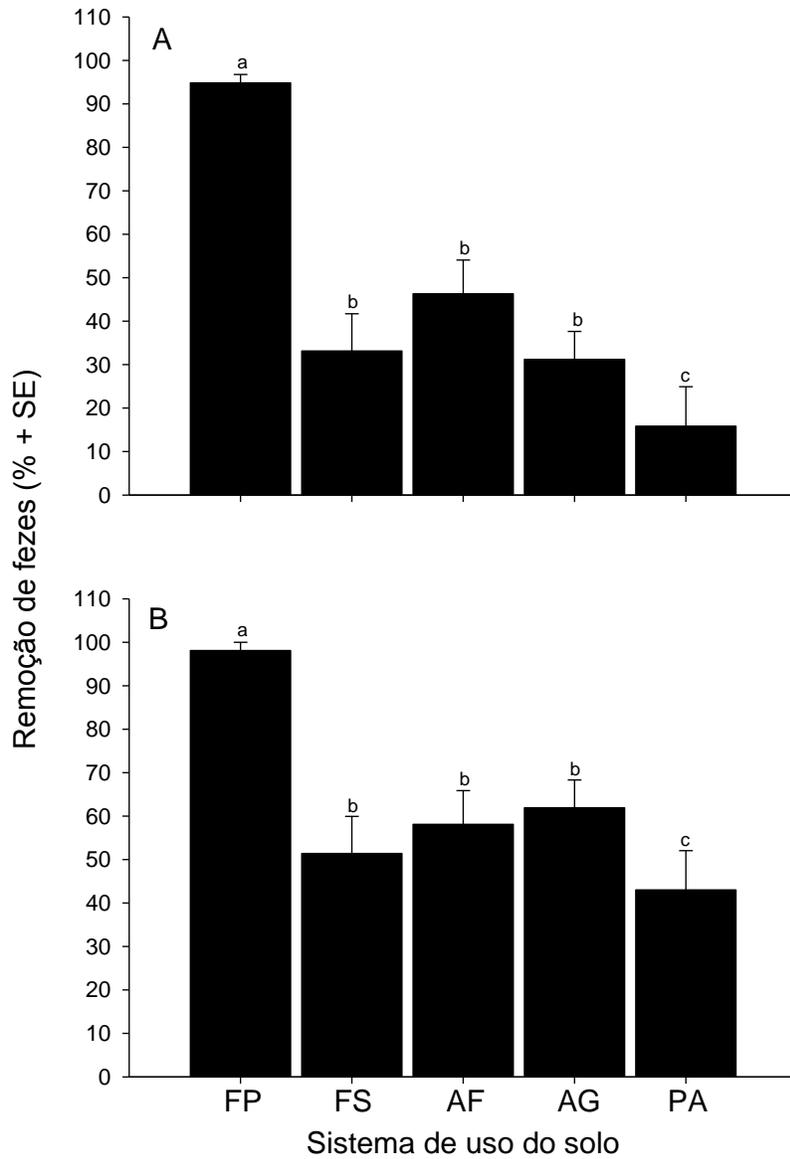


FIGURA 7 Relação entre a porcentagem de remoção de fezes entre os sistemas de uso do solo em março (A) e em setembro (B). FP = floresta primária, FS = floresta secundária, AF = agrofloresta, AG = agricultura e PA = pastagem.

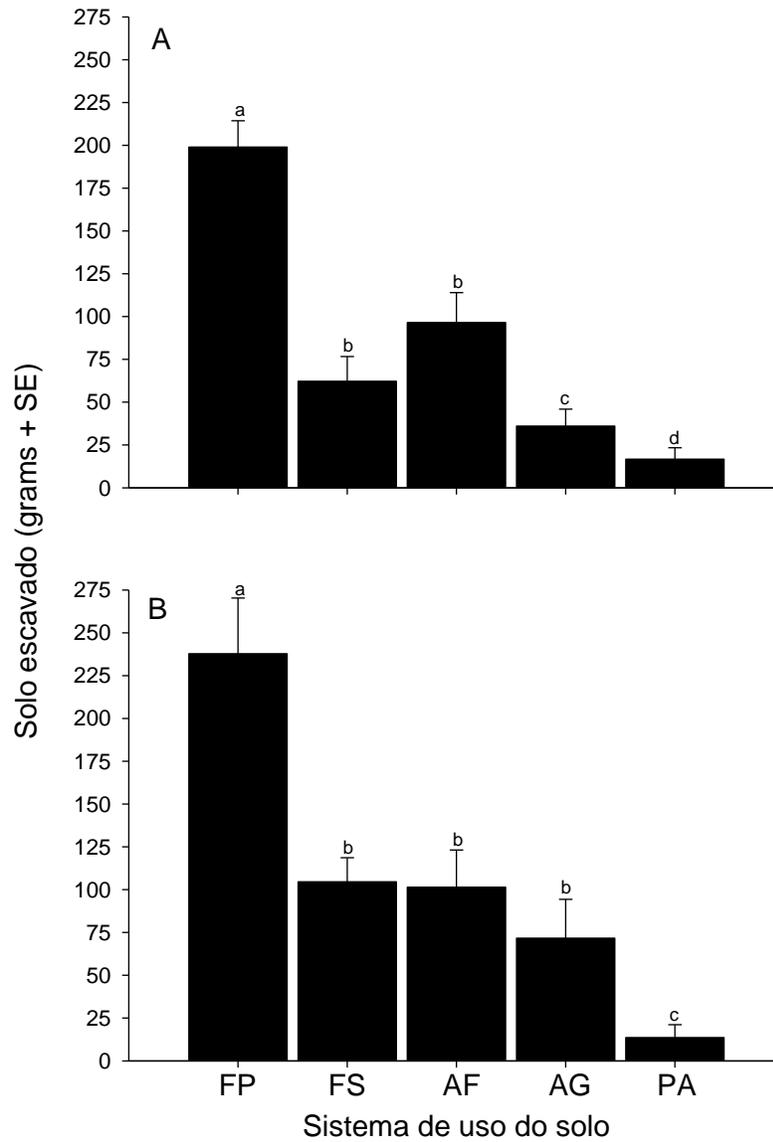


FIGURA 8 Relação entre a peso de solo escavado (gramas) entre os sistemas de uso do solo. A. Março. B. Setembro. FP = floresta primária, FS = floresta secundária, AF = agrofloresta, AG = agricultura e PA = pastagem.

Na floresta primária, houve diferença significativa na taxa de dispersão de sementes pequenas, tanto no mês de março ($F= 35,61$; $p<0,05$), quanto em setembro ($F= 23,624$; $p<0,05$). As áreas de floresta secundária, agrofloresta e agricultura formaram um único grupo, não se diferenciando das demais áreas nos dois meses, março ($F = 2,2532$; $p>0,05$) e setembro ($F = 1,0746$; $p>0,05$). A pastagem se isolou dos demais sistemas de uso do solo nos meses de março ($F = 6,4413$; $p<0,05$) e setembro ($F = 7,8256$; $p<0,05$) (Figura 9).

A floresta primária se diferenciou estatisticamente dos demais sistemas na taxa de remoção de sementes médias, tanto no mês de março ($F = 68,959$; $p<0,05$) quanto em setembro ($F = 21,628$; $p<0,05$). A floresta secundária e a agrofloresta formaram um grupo no mês de março ($F = 2,613$; $p>0,05$), sendo que, também em março, agricultura ($F = 3,9626$; $p<0,05$) e pastagem ($F = 18,323$; $p<0,05$) se isolaram dos outros sistemas. No mês de setembro, floresta secundária, agrofloresta e agricultura formaram um único grupo, se isolando dos demais ($F = 0,9874$; $p>0,05$) e pastagem também se isolando dos demais grupos ($F = 18,323$; $p<0,05$) (Figura 9).

Na taxa de remoção de sementes grandes, floresta primária se isolou dos demais grupos tanto em março ($F= 51,779$; $p<0,05$) quanto em setembro ($F = 20,999$; $p<0,05$). Os sistemas de uso do solo floresta secundária, agrofloresta e agricultura formaram um único grupo, que se isolou dos demais sistemas, tanto em março ($F = 1,7507$; $p > 0,05$) quanto em setembro ($F = 0,0423$; $p>0,05$). A pastagem se isolou dos outros sistemas nos dois meses, março ($F = 18,323$; $p<0,05$) e setembro ($F = 5,3534$; $p<0,05$) (Figura 9).

Nota-se uma nítida separação dos sistemas de floresta primária e pastagem dos demais sistemas intermediários que, por sua vez, formam um único grupo no qual as taxas de dispersão secundária de sementes de todos os tamanhos podem ser consideradas idênticas, estatisticamente (Figura 9).

Pode-se também observar que, no mês de setembro, ocorreu porcentagem maior de dispersão de sementes em todas as áreas, se comparadas a março.

Ao avaliar a estrutura e a composição das espécies entre os sistemas de uso do solo, foi observada a formação de um grupo bem coeso na floresta primária. As áreas de floresta secundária e agrofloresta se encontram entre a floresta primária e a pastagem, e a agricultura mais próxima da pastagem; a floresta secundária, a agrofloresta e a agricultura seguem um gradiente de alteração na estrutura e na composição das espécies, tendendo para a pastagem (Figura 10).

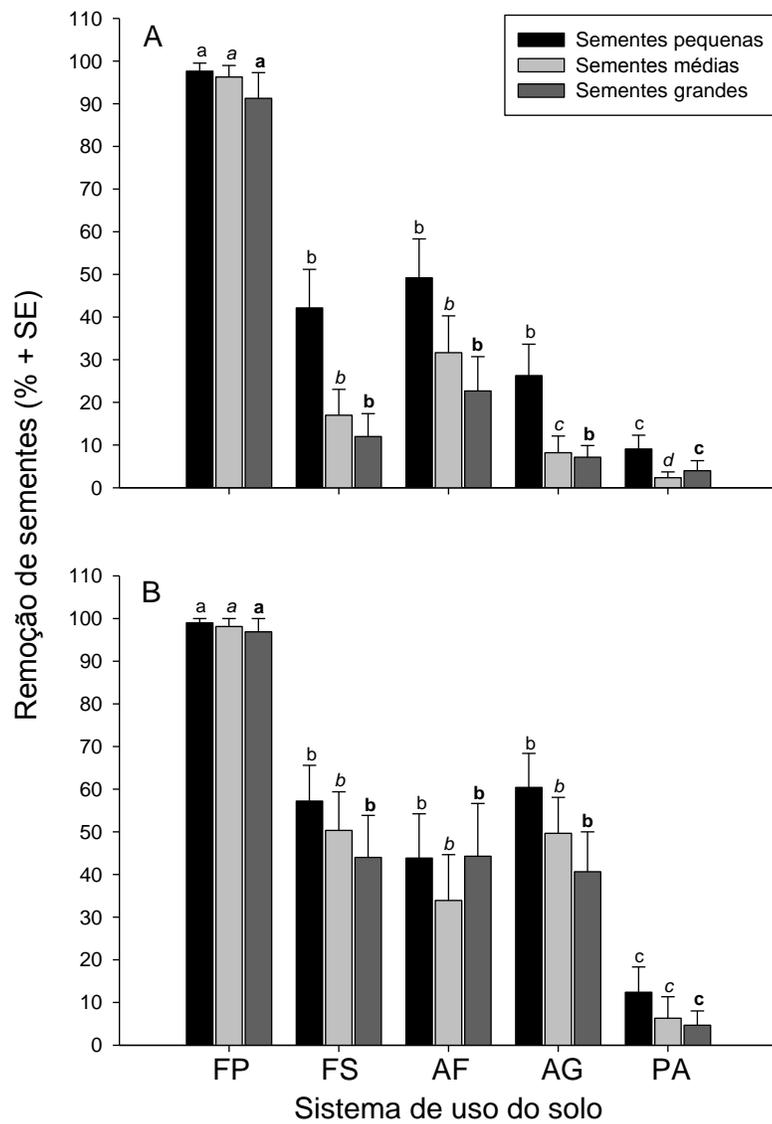


FIGURA 9 Relação entre a porcentagem de remoção de sementes grandes, médias e pequenas entre os sistemas de uso do solo. A. Março. B. Setembro. FP = floresta primária, FS = floresta secundária, AF = agrofloresta, AG = agricultura e PA = pastagem. As letras devem ser comparadas apenas dentro de cada tamanho de sementes.

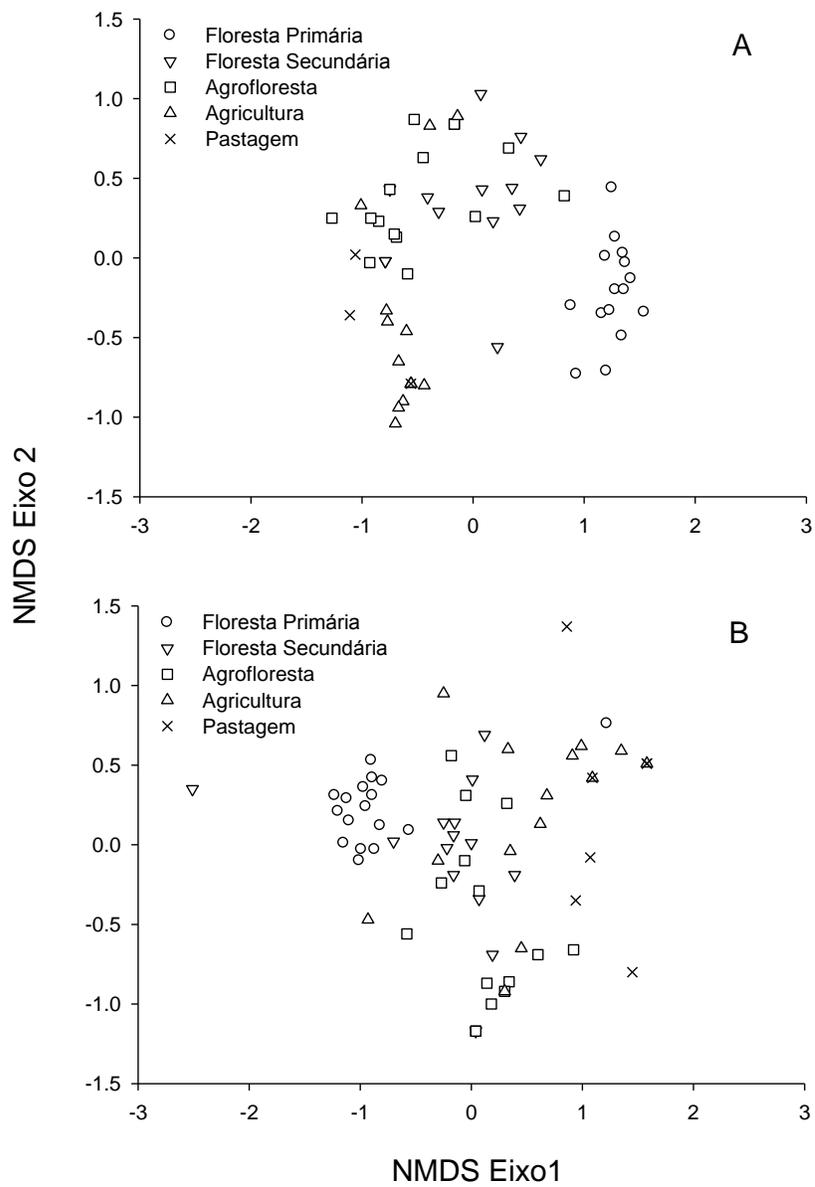


FIGURA 10 “Nonmetric multidimensional scaling” (NMDS) para a estrutura e composição de escarabeíneos, em diferentes sistemas de uso do solo na Amazônia. Março (A) e setembro (B).

A remoção de fezes respondeu de maneira positiva para as variáveis número de indivíduos no mês de março ($r = 0,5408$, $p < 0,05$) e setembro ($r = 0,4406$, $p < 0,05$), número de espécies em março ($r = 0,4842$, $p < 0,05$) e setembro ($r = 0,3737$, $p < 0,05$) e biomassa em março ($r = 0,4749$, $p < 0,05$) e setembro ($r = 0,4360$, $p < 0,05$) (Figura 11).

O mesmo foi observado no revolvimento do solo, ou seja, correlação positiva significativa com as variáveis número de indivíduos, em março ($r = 0,4711$, $p < 0,05$) e em setembro ($r = 0,4773$, $p < 0,05$); número de espécies, em março ($r = 0,5204$, $p < 0,05$) e em setembro ($r = 0,4984$, $p < 0,05$) e biomassa, em março ($r = 0,5381$, $p < 0,05$) e em setembro ($r = 0,4740$, $p < 0,05$) (Figura 12).

A taxa de remoção de sementes pequenas respondeu de maneira significativa para as variáveis número de indivíduos, em março ($r = 0,5802$, $p < 0,05$) e em setembro ($r = 0,5447$, $p < 0,05$); número de espécies, em março ($r = 0,5770$, $p < 0,05$) e em setembro ($r = 0,5125$, $p < 0,05$) e biomassa, em março ($r = 0,6181$, $p < 0,05$) e em setembro ($r = 0,5411$, $p < 0,05$) (Figura 13).

A taxa de remoção de sementes médias respondeu de maneira significativa para as variáveis número de indivíduos, em março ($r = 0,5407$, $p < 0,05$) e em setembro ($r = 0,5312$, $p < 0,05$); número de espécies, em março ($r = 0,5600$, $p < 0,05$) e em setembro ($r = 0,5111$, $p < 0,05$) e biomassa, em março ($r = 0,6244$, $p < 0,05$) e em setembro ($r = 0,5288$, $p < 0,05$) (Figura 14).

A taxa de remoção de sementes grandes respondeu de maneira significativa para as variáveis número de indivíduos, em março ($r = 0,5273$, $p < 0,05$) e em setembro ($r = 0,5686$, $p < 0,05$); número de espécies, em março ($r = 0,5658$, $p < 0,05$) e em setembro ($r = 0,4526$, $p < 0,05$) e biomassa, em março ($r = 0,5769$, $p < 0,05$) e em setembro ($r = 0,5614$, $p < 0,05$) (Figura 15).

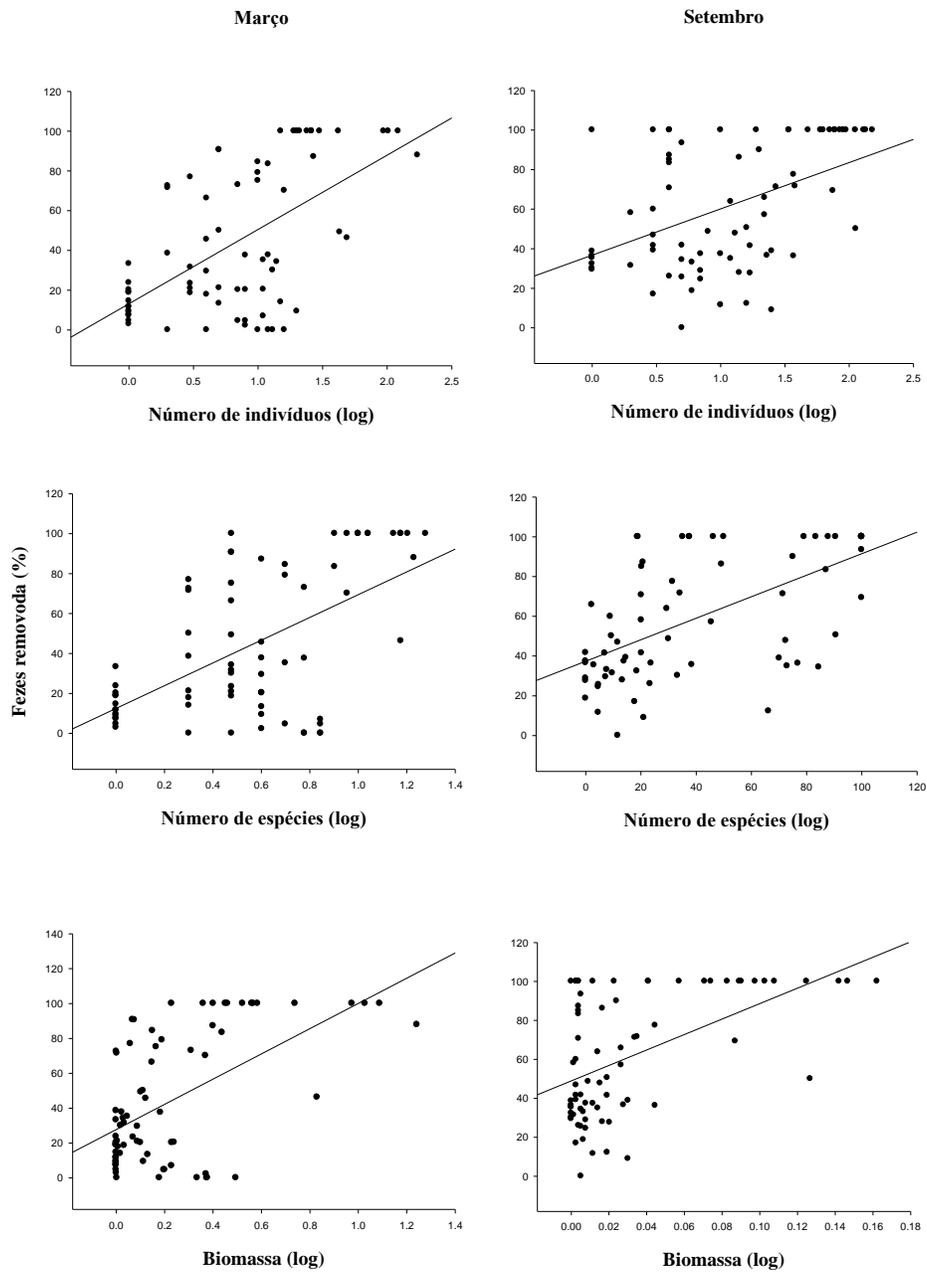


FIGURA 11 Relação entre a remoção de fezes e número de indivíduos, número de espécies e biomassa, nos meses de março e setembro.

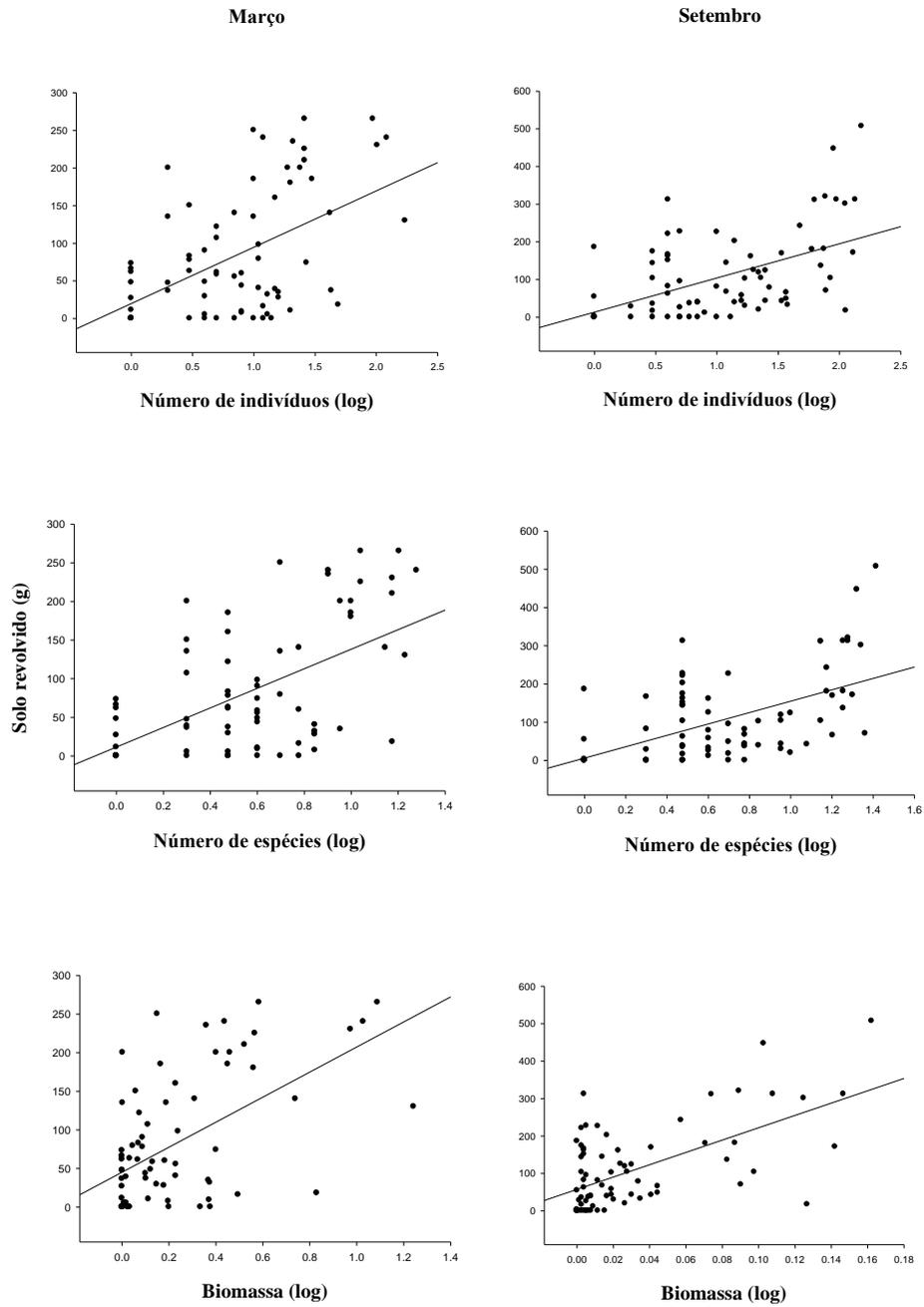


FIGURA 12 Relação entre o revolvido de solo e número de indivíduos, número de espécies e biomassa, nos meses de março e setembro.

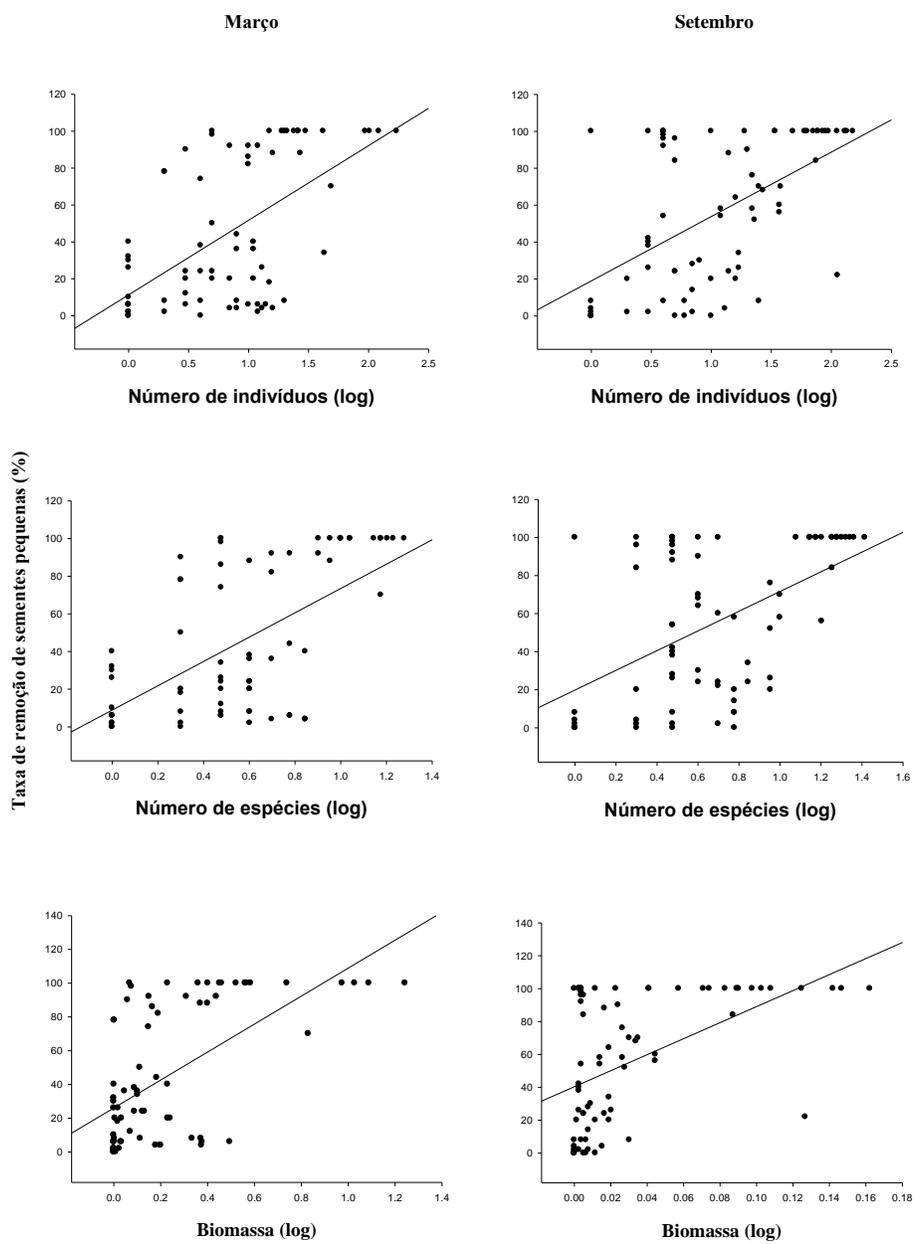


FIGURA 13 Relação entre taxa de remoção de sementes pequenas e número de indivíduos, número de espécies e biomassa, nos meses de março e setembro.

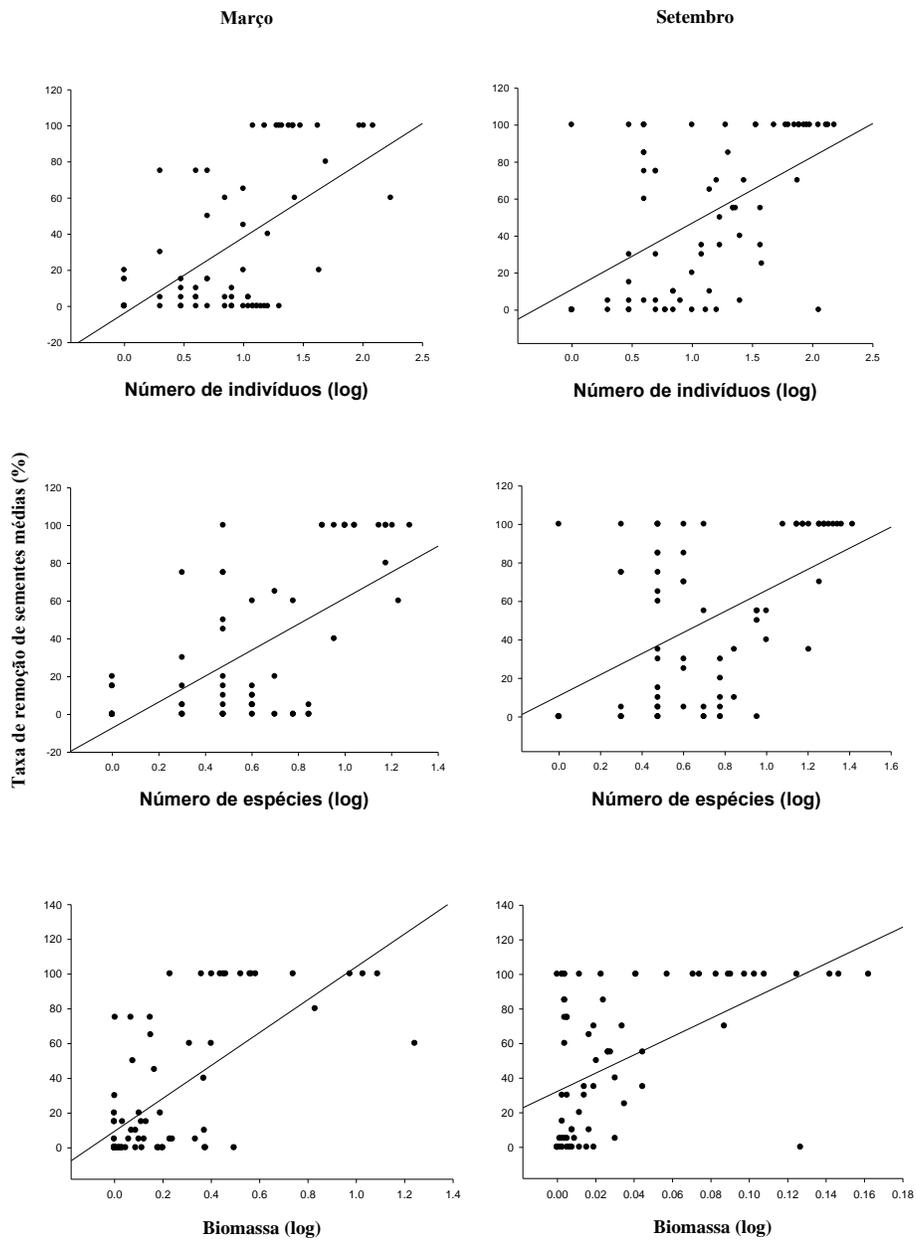


FIGURA 14 Relação entre a taxa de remoção de sementes médias e número de indivíduos, número de espécies e biomassa, nos meses de março e setembro.

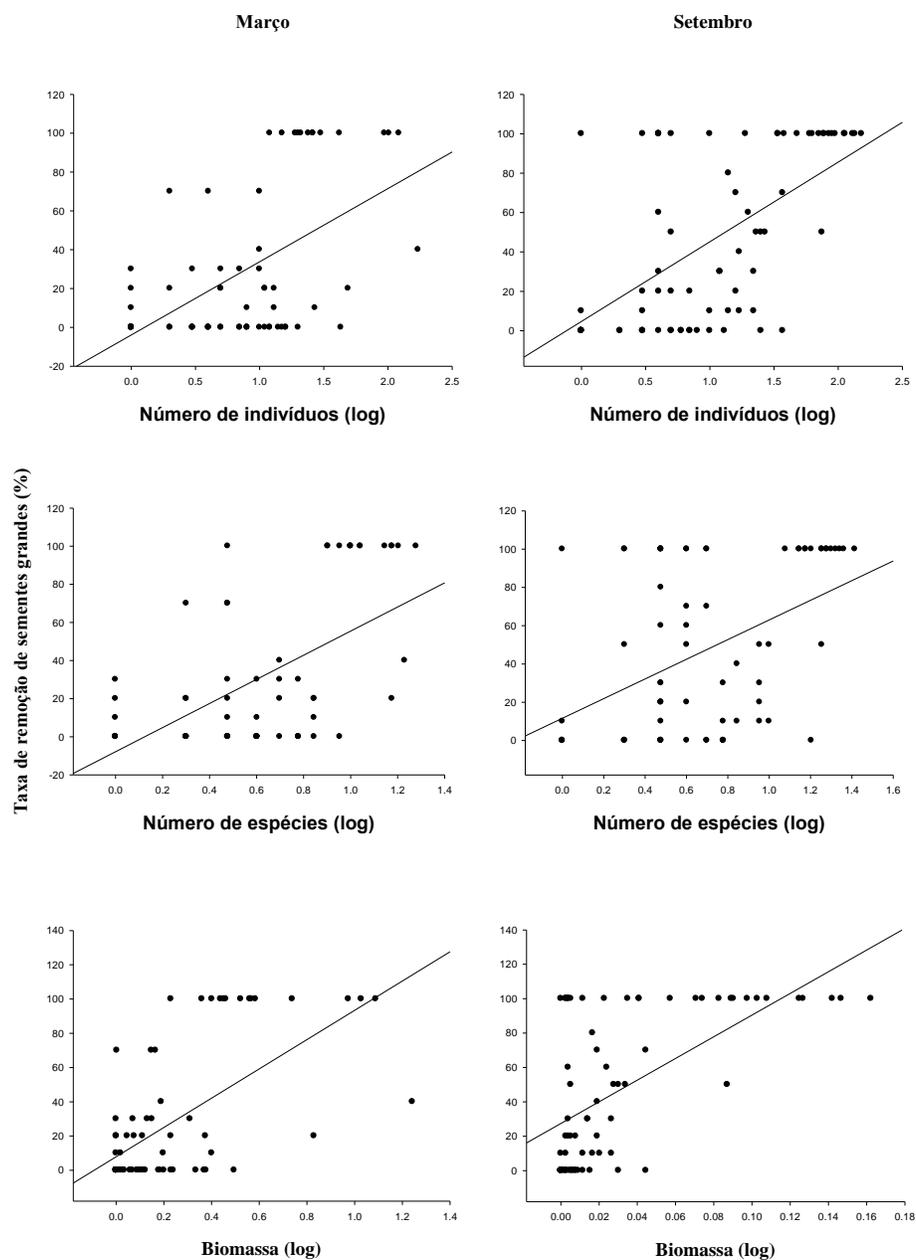


FIGURA 15 Relação entre a taxa de remoção de sementes grandes e número de indivíduos, número de espécies e biomassa, nos meses de março e setembro.

5 DISCUSSÃO

De maneira geral, todos os serviços ambientais aqui tratados, dispersão de sementes, remoção de fezes e escavação do solo, responderam de maneira semelhante entre os sistemas de uso de solo, seguindo um gradiente de complexidade.

Essa capacidade de manter os serviços ambientais em maior escala na floresta primária está relacionada à capacidade deste sistema em manter uma maior diversidade na comunidade de escarabeíneos. Trabalhos realizados na Amazônia, por Silva (2005) e Gardner et al. (2008), mostraram que, em ambientes naturais conservados, a diversidade de escarabeíneos é maior. Isso demonstra que uma comunidade estável tende a manter suas relações ecológicas em equilíbrio e, mesmo, menor riqueza e maior densidade populacional em ambientes antropizados (Assis Júnior, 2000) não superam a realização dos serviços ambientais que está associada a uma comunidade com estrutura mais complexa. Aparentemente, não existe um processo de compensação por densidade que mantenha os serviços ambientais em sistemas de uso em que a diversidade de espécies é menor.

As áreas de floresta secundária e de agrofloresta, aparentemente, apresentam complexidade estrutural semelhante, pois ambas possuem estrutura vegetal não tão desenvolvida como áreas de floresta primária, mas com um número maior de espécies vegetais que as áreas de agricultura e pastagens. Apesar de existir uma possível diferença entre elas na composição da comunidade dos escarabeíneos, isso não foi suficiente para interferir na intensidade de realização dos serviços ecológicos prestados por esses insetos.

A agricultura, apesar de ser um sistema bem mais simples, em termos estruturais, também se igualou às áreas de floresta secundária e agrofloresta em

vários aspectos relacionados aos serviços ecológicos. Era de se esperar que esta área apresentasse uma execução dos serviços ambientais deficiente, pela sua simplicidade estrutural. Silva (2005), estudando os mesmos sistemas na floresta amazônica, encontrou diversidade de escarabeíneos semelhantes entre floresta secundária, agrofloresta e áreas de cultivo.

As áreas reservadas para a agricultura são muito pequenas, em torno de 1 a 2 ha, e, para serem abertas, passam por um processo de “slash and burn”, no qual a vegetação natural é derrubada e, a seguir, queimada, esperando-se, com isso, liberar os nutrientes retidos na biomassa vegetal. Essas áreas são circundadas por florestas primárias, secundárias e agroflorestas e a proximidade com esses sistemas mais complexos pode ter resultado em maior efetivação dos serviços ecológicos avaliados nos sistemas de agricultura do que seria esperado em áreas agrícolas extensas de monocultivos.

Fontes colonizadoras são importantes para a diversidade de fragmentos Samways, (1992) e, segundo Altieri (1993), as porções de áreas agrícolas também podem seguir as mesmas regras básicas que governam as comunidades de fragmentos de vegetação nativa. Áreas que margeiam os pontos de agricultura atuam como fonte colonizadora e, havendo disponibilidade de recurso nesses locais, escarabeíneos dessas comunidades marginais se movimentariam para esses sistemas mais simples. Silva (2005), em estudos com escarabeíneos na Amazônia, encontrou comunidades em sistemas de cultivo de banana sendo influenciadas pela sua proximidade a áreas de floresta primária e secundária.

A área de pastagem, como era esperado, é o sistema de uso do solo no qual existe a comunidade de escarabeíneos com menor capacidade de realização dos serviços ambientais. Outros estudos em florestas tropicais (Halffter, 1991; Silva, 2005) mostraram que, em áreas de pastagem em florestas tropicais, é encontrada menor diversidade de escarabeíneos, se comparada a áreas de

florestas, o que leva a uma redução na realização dos serviços ecológicos realizados por este grupo.

Entre os sistemas estudados, as áreas de pastagem são as que apresentam a maior simplicidade de hábitat, o que reflete diretamente nos serviços realizados pela comunidade de escarabeíneos nesses locais.

Devido à ocorrência de fezes bovinas, existe maior quantidade de recursos alimentares para os escarabeíneos, mas, em menor qualidade, o que leva a uma menor riqueza de espécies e maiores densidades populacionais em regiões tropicais de savana (Assis Júnior, 2000). Contudo, apesar de as pastagens terem essa capacidade de manter maiores densidade populacionais locais em áreas savânicas, isso parece não ocorrer em áreas amazônicas, onde as pastagem se tornam “vazios ecológicos”. Florestas secundárias são ambientes mais quentes e secos, se comparadas a florestas primárias (Gardner et al., 2008). A redução na complexidade do hábitat, observada nesses sistemas, cria ambientes mais abertos, o que leva a uma mudança no microclima, como aumento da temperatura, radiação solar e redução na umidade. Esses fatores abióticos interferem no comportamento e na fisiologia dos insetos (Lobo et al., 1998; Chown, 2001), o que reflete, no caso dos escarabeíneos, em uma desestruturação nas comunidades. Entre as florestas primárias e áreas mais abertas, teoricamente, podem haver diferenças acentuadas no microclima o que pode levar a uma redução na sobrevivência de larvas e adultos dos escarabeíneos, dificultando a colonização (Klein, 1989).

A quantidade de sementes dispersadas pelos besouros do esterco em florestas primárias está relacionada com a quantidade de fezes utilizadas (fezes que contenham sementes) pelos indivíduos dessa comunidade, ou seja, quanto maior a quantidade de fezes consumida pelos besouros, maior a chance de as sementes serem dispersadas. Tanto sementes pequenas como médias e grandes responderam da mesma maneira à alteração no uso do solo. Isso está relacionado

ao fato de áreas de florestas primárias apresentarem maior diversidade de escarabeínae (Silva, 2005; Gardner et al., 2008), o que leva a uma maior competição pelo recurso. Para os besouros, essas sementes presentes nas fezes não passam de “contaminantes”, pois, além de não servirem de alimento, ocupam o espaço de uma quantidade maior de recurso. Essa necessidade de esconder rapidamente as bolas de fezes para evitar a competição pelo recurso faz com que os besouros não separem a massa fecal das sementes ali presentes, realizando uma dispersão involuntária (Nichols et al., 2008).

Deve-se destacar que, no mês de março, na variável solo escavado, a área de agricultura se diferenciou de todos os outros sistemas de uso do solo, não se comportando como no mês de setembro, muito menos como os demais sistemas de floresta secundária e agrofloresta. Pelo fato de se tratar de uma área aberta, um possível ressecamento na terra coletada pode ter resultado nessa diferença.

Slade et al. (2007) mostraram que a estratégia de alocação de recurso utilizada por grupos funcionais diferenciados, como os paracoprídeos, os endocoprídeos e os telecoprídeos, é o fator que mais influencia a realização de serviços ecológicos. Mas, a associação do grupo funcional com a riqueza das comunidades também se mostra de fundamental importância para a realização completa desses serviços. Os paracoprídeos são os principais responsáveis pela realização dos serviços ambientais e ações antrópicas que afetam a comunidade de escarabeíneos podem levar a uma redução na prestação de serviços ecológicos realizados por esses grupos.

Vários trabalhos (Andresen, 2001,2002; Andresen & Levey, 2004) demonstraram que a dispersão de sementes está intimamente associada à composição das comunidade dos escarabeíneos, e esse foi o fator responsável pela redução na taxa de dispersão de sementes em ambientes com maior nível de antropização. Neste trabalho, observou-se alteração significativa na composição

e na estrutura das comunidades com a alteração da forma de uso do solo. Enquanto nas áreas de floresta primária ocorrem comunidades com alta similaridade em composição e estrutura, nas áreas de floresta secundária, agrofloresta e agricultura, observa-se um gradiente de alteração bastante pronunciado. Em uma situação extrema, em várias das áreas de pastagem analisadas, não foi coletado nenhum escarabeíneo.

Existem poucos trabalhos que avaliam o efeito de atividades humanas em áreas naturais sobre os serviços realizados pelos escarabeíneos (Nichols et al., 2008), o que dificulta a comparação com os resultados deste trabalho.

Entretanto, dados obtidos por Feer & Hingrat (2005), em fragmentos florestais, demonstraram que fragmentos com menor tamanho tendem a manter uma comunidade com menor número de espécies e com indivíduos de menor tamanho, fatores esses que interferem diretamente na realização dos serviços ecológicos prestados pelos escarabeíneos (Andresen, 2001,2002; Andresen & Levey, 2004). Isso nos leva a supor que ambientes com variados níveis de antropização, como áreas de floresta secundária, agrofloresta, agricultura e pastagem, venham a sofrer impactos semelhantes nas comunidades dos besouros do esterco, levando à redução nos serviços prestados ao ecossistema.

Tanto o número de indivíduos, como o de espécies e a biomassa são importantes na realização dos serviços ecológicos, como remoção de fezes, revolvimento do solo e dispersão secundária de sementes (Andresen, 2002; Andresen & Levy, 2004; Slade et al., 2007; Louzada, 2008).

Em trabalho realizado por Slade et al. (2007), o tamanho do indivíduo de escarabeídeo se mostrou como fator principal na capacidade de dispersão secundária de sementes e remoção de fezes. O mesmo autor ainda afirma que grupos ecológicos com indivíduos grandes dificilmente seriam substituídos por grupos com indivíduos de tamanho menor, mesmo que numericamente mais abundantes. O que também foi observado é que a riqueza influenciou

diretamente uma maior realização desses serviços e que ela complementar e maximizaria a realização desses serviços ambientais.

Andresen & Levey (2004) acreditam que uma maior taxa de enterrio de sementes encontrada na floresta amazônica brasileira se diferenciou da citada em outros estudos, como os de Estrada & Coates-Estrada (1991) e Andresen (1999) pela existência de comunidades com menor número de espécies e indivíduos e também escarabeíneos de menores tamanhos. O tamanho dos indivíduos atua também numa maior capacidade de revolvimento do solo (Bang et al., 2005; Louzada, 2008).

A complexidade do hábitat atua indiretamente na capacidade de realização dos serviços ambientais realizados pelos escarabeíneos, pois, com a simplificação do ambiente devido a ações humanas, a comunidade dos escarabeíneos é afetada, sofrendo mudanças no número de indivíduos, espécies e na sua biomassa total. São esses fatores que irão culminar com a redução na capacidade de realização dos serviços ecológicos.

A arena de avaliação dos serviços ambientais se mostrou eficiente, abrindo um novo campo para a avaliação de alguns dos serviços ambientais proporcionados pelos escarabeíneos, proporcionando uma nova visão sobre o impacto nas funções ecológicas decorrentes de alterações nas comunidades desses organismos.

6 CONCLUSÕES

Sistemas de uso do solo na Floresta Amazônica que mais se assemelham à floresta primária têm maior capacidade de manter serviços ambientais proporcionados pelos escarabeíneos, como incorporação de detritos, revolvimento do solo e dispersão secundária de sementes.

Áreas de pastagem são extremamente prejudiciais a realização dos serviços ambientais proporcionados pelos escarabeíneos, representando uma ruptura com os processos naturais que são mantidos, mesmo que em menor escala, nas áreas de floresta secundária, agrofloresta e agricultura.

A biomassa, o número de indivíduos e o número de espécies das comunidades de escarabeíneos atuam positivamente na realização dos serviços ecológicos estudados.

A metodologia proposta neste trabalho, para avaliar os serviços ambientais realizados pelos escarabeíneos, como revolvimento do solo, incorporação de matéria orgânica (fezes) e dispersão secundária de sementes, se mostrou eficiente, com baixo custo de instalação e fácil amostragem.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALTIERI, M. A. **Biodiversity and pest management agroecosystems**. New York: Food Product, 1993. 185 p.

ALVES, S. B.; NAKANO, O. Influência do *Dichotomius anaglypticus* (Mannerheim, 1829) (Coleoptera; Scarabaeidae) no crescimento de plantas de Napier. **Ecosistema**, Espírito Santo do Pinhal, v. 2, p. 31-37, 1977.

ALVIN, P. T. Agricultura e ecologia na Amazônia. **Silvicultura**, São Paulo, v. 18, n. 70, p. 27-30, 1997.

ANDERSEN, L. E.; REIS, E. J. Deforestation, development, and government policy in the Brazilian Amazon: an econometric analysis. In: KEVIN, L. H.; DEMITRI, K. (Org.). **Our natural environment**: at a crossroad. Worchester, MA: Interdisciplinary Environmental Association, 1997. v. 2, p. 761-792.

ANDRESEN, E. Seed dispersal by monkeys and the fate of dispersed seeds in a Peruvian rainforest. **Biotropica**, St. Louis, v. 31, n. 1, p. 145-158, Mar. 1999.

ANDRESEN, E. Effects of dung presence, dung amount, and secondary dispersal by dung beetles on the fate of *Micropholis guyanensis* (Sapotaceae) seeds in central Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 17, n. 1, p. 61-78, Jan. 2001.

ANDRESEN, E. Dung beetles in a central Amazonian rainforest and their ecological role as secondary seed dispersers. **Ecological Entomology**, Sheffield, v. 27, n. 3, p. 257-270, June 2002.

ANDRESEN, E. Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. **Ecography**, Copenhagen, v. 26, n. 1, p. 87-97, Feb. 2003.

ANDRESEN, E.; FEER, F. The role of dung beetles as secondary seed dispersers and their effect on plant regeneration in tropical rainforests. In: FORGET, P. M.; LAMBERT, J.; HULME, P.; VANDER, W. S. (Ed.). **Seed fate: predation, dispersal and seedling establishment**. Wallingford, UK: CABI International, 2005. p. 331-349.

ANDRESEN, E.; LEVEY, D. Effects of dung and seed size on secondary dispersal, seed predation, and seedling establishment of rain forest trees. **Oecologia**, Berlin, v. 139, n. 1, p. 45-54, Mar. 2004.

ARIMA, E.; UHL, C. **Pecuária na Amazônia oriental: desempenho atual e perspectivas futuras**. Belém: Imazon, 1996. 44 p. (Série Amazônia, 1).

ARMSWORTH, P. R.; CHAN, K. M. A.; DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R.; KREMEN, C.; RICKETTS, T. H.; SANJAYAN, M. A. Ecosystem-service science and the way forward for conservation. **Conservation Biology**, Boston, v. 21, n. 6, p. 1383-1384, Dec. 2007.

ASSIS JÚNIOR, S. L. de. **Sistemas agroflorestais versus monoculturas: Coleoptera, Scarabaeidae e microbiota do solo como bioindicadores de sustentabilidade**. 2000. 70 p. Tese (Doutorado em Entomologia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

AVILA, M. Economics of agroforestry systems. In: SULLIVAN, G. M.; HUKU, S. M.; FOX, J. M. **Financial and economic analysis of agroforestry systems**. Paia, Hawaii: Nitrogen Fixing Tree Association, 1992. p. 77-94.

AYRES, M.; AYRES JÚNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. **Bioestat 5.0.: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Belém: IDSM/MCT/CNPq, 2007. 364 p.

BARBIER, E. B.; BERGESS, J. C.; FOLKE, C. **Paradise lost?: the ecological economics of biodiversity**. London: Earthscan, 1994. 267 p.

BANG, H. S.; LEE, J.; KWONM, O. S.; NA, Y. E.; JANG, Y. S.; KIM, W. H. Effects of paracoprid dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) on the growth of pasture herbage and on the underlying soil. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 29, n. 2, p. 165-171, June 2005.

BEATH, D. D. N. Pollination of *Amorphophallus johnsonii* (Araceae) by carrion beetles (*Phaeochrous amplus*) in a Ghanaian rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 12, n. 3, p. 409-418, 1996.

BECKER, B. K. Revisão das políticas de ocupação da Amazônia: é possível identificar modelos para projetar cenários? **Parcerias Estratégicas**, Brasília, n. 12, p. 135-159, set. 2001.

BECKER, B. K. **Amazônia**: geopolítica na virada do III milênio. Rio de Janeiro: Garamond Universitária, 2004. 168 p.

BERTONE, M. **Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae and Geotrupidae) of North Carolina cattle pastures and their implications for pasture improvement**. 2004. 134 p. Dissertação (Mestrado em Entomologia) – North Carolina State University.

BISHOP, A. L.; MCKENZIE, H. J.; SPOHR, L. J.; BARCHIA, I. M. Interactions between dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) and the arbovirus vector *Culicoides brevitarsis* Kieffer (Diptera: Ceratopogonidae). **Australian Journal of Entomology**, Forest Road, v. 44, n. 2, p. 89-96, May 2005.

BRAYAN, R. P. The effect of dung beetle, *Onthophagus gazelle*, on the ecology of the infective larvae of gastrointestinal nematodes of cattle. **Australian Journal of Agricultural**, Victoria, v. 27, n. 4, p. 567-574, 1976.

BRUSSAARD, L.; RUNIA, L. T. Recent and ancient traces of scarab beetles activity in sandy soils of Netherlands. **Geoderma**, Amsterdam, v. 34, n. 3/4, p. 229-250, Dec. 1984.

BURSLEM, D. R. R. P.; GARWOOD N. C.; THOMAS, S. C. Tropical forest diversity: the plot thickens. **Science**, Washington, v. 291, n. 5504, p. 606-607, Jan. 2001.

CARVALHO, G.; BARROS, A. C.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D. Sensitive development could protect Amazonia instead of destroying it. **Nature**, London, v. 409, n. 6817, p. 131-133, Jan. 2001.

CHOWN, S. L. Physiological variation in insects: hierarchical levels and implications. **Journal of Insect Physiology**, Oxford, v. 47, n. 7, p. 649-660, July 2001.

COSTANZA, R. (Ed). **Ecological economics: the science and management of sustainability**. New York: Columbia University, 1991. 525 p.

DOUBE B, M.; MAC QUEEN, A.; FAY, H. A. C. Effects of dung fauna on survival and size of buffalo flies (*Haematobia* spp.) breeding in the field in south Africa and Australia. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 25, n. 2, p. 523-536, 1988.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Howler monkeys (*Alouatta palliata*), dung beetles and seed dispersal: ecological interactions in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 7, n. 4, p. 459-474, 1991.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R.; ANZURES-DADDA, A.; CAMMARANO, P. Dung and carrion beetles in tropical rain forest fragments and agricultural habitats at Los Tuxtlas, México. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 14, n. 5, p. 577-593, Sept. 1998.

FEARNSIDE, P. M. Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. **Climatic Change**, Dordrecht, v. 46, n. 1/2, p. 115-158, July 2000.

FEER, F. Effects of dung beetles (Scarabaeidae) on seeds dispersed by howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in the French Guianan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 15, n. 3, p. 129-142, Mar. 1999.

FEER, F.; HINGRA, Y. Effects of forest fragmentation on a dung beetle community in French Guiana. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, n. 4, p. 1103-1112, Oct. 2005.

FERNANDES, E. C. M.; MATOS, J. C. S.; ARCO-VERDE, M. F.; LUDEWIGS, T. **Estratégias agrofloretais para redução das limitações químicas do solo para produção de fibra e alimento na Amazônia Ocidental.** Manaus: EMBRAPA/CPAA, 1995. p. 207-224. (Documento EMBRAPA/CPAA).

FINCHER, G. T. Effect of dung beetle activity on the number of nematode parasites acquired by grazing cattle. **The Journal of Parasitology**, Lawrence, v. 61, n. 4, p. 759-762, 1975.

GARDNER, T. A.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; BARLOW, J.; PERES, C. A. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 45, n. 3, p. 883-893, June 2008.

GILLER, K. E. **Nitrogen fixation in tropical cropping systems.** 2. ed. Wallingford, UK: CABI International, 1997. 423 p.

GOODLAND, R. G. The concept of environmental sustainability. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 26, p. 1-24, Nov. 1995.

HALFFTER, G. Historical and ecological factors determining the geographical distribution of beetles (Coleoptera: Scarabaeidae:Escarabeínae). **Folia Entomológica Mexicana**, Cidade do México, v. 82, p. 195-238, 1991.

HALFFTER G.; EDMONDS, W. D. **The nesting behaviour of dung beetles (Escarabeínae).** Cidade do Mexico: Instituto de Ecología, 1982.

HALFFTER, G.; FAVILA, M. E.; HALFFTER, V. Comparative studies on the structure of scarab guild in tropical rain forests. **Folia Entomológica Mexicana**, Cidade do México, v. 84, p. 131-156, 1992.

HALFFTER G.; MATTHEWS E. G. The natural history of dung beetles of the subfamily Escarabeínae (Coleoptera, Scarabaeidae). **Folia Entomológica Mexicana**, Cidade do México, v. 12, n. 14, p. 1-312, 1966.

HANSKI, I.; KRIKKEN, J. Dung beetles in tropical forest in Southeast Asia. In: HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. (Ed.). **Dung beetle ecology**. Princeton: Princeton University, 1991. p. 179-197.

HAYNES, R. J.; WILLIAMS, P. H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. **Advances in Agronomy**, San Diego v. 49, p. 119-199, 1993.

HORGAN, F. G. Burial of bovine dung by coprophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) from horse and cow grazing sites in El Salvador. **European Journal of Soil Biology**, Montrouge, v. 37, n. 2, p. 103-111, Apr./June 2001.

HOUGHTON, R. A.; SKOLE, D. L.; NOBRE, C. A.; HACKLER, J. L.; LAURENCE, K. T.; CHOMENTOWSKI, W. H. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, London, v. 403, n. 6767, p. 301-304, Jan. 2000.

HOWDEN, H. F.; NEALIS, V. G. Effects of clearing in a tropical rain forest on the composition of the coprophagous Scarab beetle fauna (Coleoptera). **Biotropica**, St. Louis, v. 7, n. 2, p. 77-83, 1975.

JANZEN, D. H. Removal of seeds from horse dung by tropical rodents: influence of habitat and amount of dung. **Ecology**, Ithaca, v. 63, n. 6, p. 1887-1900, Dec. 1982.

JESUS, E. da C. **Diversidade de bactérias que nodulam leguminosas de três diferentes sistemas de uso da terra na Região do Alto Solimões, AM**. 2004. 114 p. Dissertação (Mestrado em Entomologia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

KALISZ, P. J.; STONE, E. L. Soil mixing by scarab beetles and pocket gophers in north central Florida. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 48, n. 1, p. 169-172, Jan. 1984.

KLEIN, B. C. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. **Ecology**, Ithaca, v. 70, n. 6, p. 1715-1725, Dec. 1989.

LASTRO, E. **Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae and Geotrupidae) in North Carolina pasture ecosystems**. 2006. 121 p. Dissertação (Mestrado em Entomologia) – North Carolina State University.

LAURANCE, W. F. Reflections on tropical deforestation crisis. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, n. 2/3, p. 109-117, Dec. 1999.

LAURANCE, W. F.; COCHRANE, M. A.; BERGEN, S.; FEARNSIDE, P. M.; DELAMÔNICA, P.; BARBER, C.; D'ANGELO, S.; FERNANDES, T. The future of the Brazilian Amazon. **Science**, Washington, v. 291, n. 5503, p. 438-439, Jan. 2001.

LEEUWEN, J. van; MENEZES, J. M. T.; GOMES, J. B. M.; IRIARTE-MARTEL, J. H.; CLEMENT, C. R. Sistemas agroflorestais para a Amazônia: importância e pesquisas realizadas In: NODA, H.; SOUZA, L. A. G.; FONSECA, O. J. M. (Ed.). **Dois décadas de contribuições do INPA à pesquisa agrônoma no trópico úmido**. Manaus: INPA, 1997. p. 131-146.

LOBO, J. M.; LUMARET, J. P.; JAY-ROBERT, P. Sampling dung beetles in the French mediterranean area: effects of abiotic factors and farm practices. **Pedobiologia**, Jena, v. 42, p. 252-266, 1998.

LOUZADA, J. N. C. Scarabaeidae (Coleoptera-Scarabaeidae) detritívoros em ecossistemas tropicais: diversidade e serviços ambientais. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Biodiversidade dos solos em ecossistemas brasileiros**. Lavras: UFLA, 2008. cap. 3, p. 299-322.

LUMARET, J. P.; KADIRI, N.; BERTRAND, M. Changes in resources: consequences for the dynamics of dung beetle communities. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 29, p. 349-356, 1992.

MAHAR, D. J. **Deforestation in Brazil's Amazon region: magnitude, rate and causes**. New York: World Bank, 1988. p. 87-116.

MARIÁTEGUI, P.G. *Ontherus sulcator* (Fabricius) su importância en el control de *Haematobia irritans* (Linneus) en campos de la cuenca del río Salado. 2000. 80 p. Dissertação (Maestría en Control de Plagas y su Impacto Ambiental) – Universidad Nacional de Lomas de Zamora, Facultad de Ciencias Agrarias, Cátedra de Zoología, Buenos Aires.

MC NEELY, J. A. **Economics and biological diversity**: developing and using economic incentives to conserve biological resources. Gland, Switzerland: IUCN, 1988. 233 p.

MERTENS, B.; POCCARD-CHAPUIS, R.; PIKETTY, M. G.; LACQUES, A. E.; VENTURIERI, A. Crossing spatial analyses and livestock economics to understand deforestation processes in the Brazilian Amazon: the case of São Félix do Xingu in south Pará. **Agricultural Economics**, Amsterdam, v. 27, n. 3, p. 269-294, Nov. 2002.

MILLER, A. The mouthparts and digestive tract of adult dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae), with reference to ingestion of helminth eggs. **The Journal of Parasitology**, Lawrence, v. 47, n. 5, p. 735-744, Out. 1961.

MIRANDA, C. H. B.; SANTOS, J. C. C.; BIANCHIN, I. Contribuição de *Onthophagus gazella* à melhoria da fertilidade do solo pelo enterrio de massa fecal bovina fresca. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 27, n. 8, p. 681-685, 1998.

MORAN, E. F. Deforestation and land use in the Brazilian Amazon. **Human Ecology**, New York, v. 21, n. 1, p. 1-21, Mar. 1993.

MYERS, N. Environmental services of biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Science**, v. 93, n. 7, p. 2764-2769, Apr. 1996.

NEPSTAD, D. C.; CAPOBIANCO, J. P.; BARROS, A. C.; CARVALHO, G.; MOUTINHO, P.; LOPES, U.; LEFEBVRE, P. **Avança Brasil**: os custos ambientais para Amazônia. Belém: IPAM, 2000. v. 1, 23 p.

NEPSTAD, D. C.; CARVALHO, G.; BARROS, A. C.; ALENCAR, A.; CAPOBIANCO, J.; BISHOP, J.; MOUTINHO, P.; LEFEBVRE, P.; SILVA JÚNIOR, U. L. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, n. 5524, p.1-13, 2001.

NEPSTAD, D. C.; UHL, C.; SERRÃO, E. A. S. Recuperation of a degraded amazonian landscape: Forest recovery and agricultural restoration. **A Journal of the Human environment, Research and Management**, Stockholm, v. 20, n. 7, p. 248-255, 1991.

NICHOLS, E.; SPECTOR, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMEZQUITA, S.; FAVILA, M. E. Ecological functions and ecosystem services provided by Escarabeínae dung beetles. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 6, p. 1461-1474, June 2008.

NODA, S. N.; PEREIRA, H. S.; BRANCO, F. M. C.; NODA, H. O Trabalho nos sistemas de produção de agriculturas familiares na várzea do estado do Amazonas. In: NODA, H.; SOUZA, L. A. G. de; FONSECA, O. J. M. (Org.). **Duas décadas de contribuição do INPA à pesquisa agrônômica no trópico úmido**. Manaus: MCT/INPA, 1997. v. 1, p. 241-280.

PEARCE, D.; MORAN, D. **The economic value of biodiversity (Earthscan, London)**. Cambridge, UK: Cambridge University, 1994. 347 p.

PREISINGER, H. Efeitos de padrões especiais prévios da vegetação sobre o desenvolvimento de espécies de plantas úteis perenes em sistemas de policultivos na área experimental. In: GASPAROTO, L.; PREISINGER, H. P. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas e abandonadas através de policultivos**. Manaus: EMBRAPA, 1996. p. 26-76.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001. v. 8, 328 p.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: Computing RFS, 2005. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 21 nov. 2008.

RIDSDILL-SMITH T. J. Asymmetric competition in cattle dung between two species of *Onthophagus* dung beetle and the bush fly, *Musca vetustissima*. **Ecological Entomology**, Sheffield, v. 18, n. 3, p. 241-246, Aug. 1993.

RODIGHERI, H. R. **Rentabilidade econômica comparativa entre plantios florestais e sistemas agroflorestais com erva-mate, eucalipto e pinus e as culturas do feijão, milho, soja e trigo**. Colombo: EMBRAPA, 1997. 35 p. (EMBRAPA. Circular Técnica, 26).

SAMWAYS, M. **Insect conservation biology**. New York: Chapman, 1992. 358 p.

SANTOS, M. J. C. dos. **Avaliação econômica de quatro modelos agroflorestais em áreas degradadas por pastagens na Amazônia Ocidental**. 2000. 75 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba.

SAKAI, S.; INQUE, T. A new pollination system: dung -beetle pollination discovered in *Orchdantha inouquei* (lowiaceae, Zingiberaceae) in srawak, Malaysia). **American Journal of Botany**, Columbus, v. 86, n. 1, p. 56-61, Jan. 1999.

SCHMINK, M.; WOOD, C. H. **Contested frontiers in Amazonia**. New York: Columbia University, 1992. 385 p.

SERRÃO, E. A. S.; FALESI, I. C.; VEIGA, J. B.; TEIXEIRA NETO, J. F. Produtividade de pastagens cultivadas em solos de baixa fertilidade das áreas de floresta da Amazônia brasileira. In: TERGAS, L. E.; SANCHEZ, P. A.; SERRÃO, E. A. S. (Ed.). **Produção de pastagens em solos ácidos dos trópicos**. Brasília: CIAT/EMBRAPA, 1982. p. 219-252.

SHEPHERD, V. E.; CHAPMAN, C. A. Dung beetles as secondary seed dispersers: impact on seed predation and germination. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 14, n. 2, p. 199-215, Mar. 1998.

SILVA, P. H. **Respostas da Comunidade de Scarabaeidae (Coleoptera) a Diferentes Sistemas de uso de Terra na Amazônia.** 2005. 43 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Entomologia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SILVEIRA, F. A. O.; SANTOS, J. C.; VIANA, R. L.; FALQUETO, S. A.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; FERNANDES, G. W. Predation of *Atta laevigata* (Smith, 1858) (Formicidae: Attini) by *Canthon virens* (Mannerheim, 1829) (Coleoptera: Scarabaeidae). **Tropical Zoology**, Firenze, v. 19, n. 1, p. 1-7, 2006.

SLADE, E. M.; MANN, D. J.; VILLANUEVA, J. F.; LEWIS, O. T. Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 76, n. 6, p. 1094–1104, Nov. 2007.

STEINFELD, H.; GERBER, P.; WASSENAAR, T.; CASTEL, V.; ROSALES, M.; DE HAAN, C. **Livestock's long shadow: environmental issues and options.** Rome: FAO, 2006. 414 p.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, St. Louis, v. 24, n. 2b p. 283-292, June. 1992.

TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of evidence. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 33, n. 2, p. 200-209, Apr. 1996.

VAZ-DE-MELLO, F. Z. Estado de conhecimento dos scarabaeidae do Brasil. In: MARTÍN-PIERA, F.; MORRONE, J. J.; MELIC, A. (Org.). **Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica en Iberoamérica: PRIBES 2000.** Zaragoza: Sociedad Entomológica Aragonesa, 2000. p. 183-195.

VAZ-DE-MELLO, F. Z.; LOUZADA, J. N. C. Considerações sobre o forrageio arbóreo por Scarabaeidae (Coleoptera: Scarabaeoidea), e dados sobre sua ocorrência em floresta tropical do Brasil. **Acta Zoológica Mexicana**, Cidade do México, v. 72, p. 55-61, 1997.

VAZ-DE-MELLO, F. Z.; LOUZADA, J. N. C.; SCHOEREDER, J. H. New data and comments on Scarabaeidae (Coleoptera, Scarabaeoidea) associated with *Attini* (Hymenoptera, Formicidae). **The Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 52, n. 3, p. 109-116, 1998.

VEIGA, J. B.; FALESI, I. C. Recomendação e pratica de adubação em pastagens cultivadas na Amazônia brasileira. In: MATOS, H. B.; WERNER, J. C.; YAMADA, T.; MALAVOLTA, E. (Ed.). **Calagem e adubação de pastagens**. Piracicaba: POTAFOS, 1986. p. 257-282.

VULINEC, K. Dung beetle communities and seed dispersal in primary forest and disturbed land in Amazonia. **Biotropica**, St. Louis, v. 34, n. 2, p. 297-309, June 2002.

WHITMORE, T. C. **An introduction to tropical rain forests**. Oxford: Clarendon, 1990. 282 p.

YAMADA, D.; IMURA, O.; SHI, K.; SHIBUYA, T. Effect of tunneler dung beetles on cattle dung decomposition, soil nutrients and herbage growth Grassland. **Science**, Washington, v. 53, n. 2, p. 121-129, 2007.

YOKOYAMA, K.; KAI, H.; KOGA, T.; AIBE, T. Nitrogen mineralization and microbial populations in cow dung, dung balls and underlying soil affected by paracoprid dung beetles. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 23, n. 7, p. 649-653, 1991.

YOUNG, A. **Agroforestry for soil conservation**. Nairobi: ICRAF, 1990. 276 p.