



WALLACE BEIROZ IMBROSIO DA SILVA

**RESPOSTA DA DIVERSIDADE FUNCIONAL
DE SCARABAEINAE
(COLEOPTERA: SCARABAEIDAE) AOS
DIFERENTES USOS DE SOLO NA AMAZÔNIA**

LAVRAS – MG

2012

WALLACE BEIROZ IMBROSIO DA SILVA

**RESPOSTA DA DIVERSIDADE FUNCIONAL DE SCARABAEINAE
(COLEOPTERA: SCARABAEIDAE) AOS DIFERENTES USOS DE
SOLO NA AMAZÔNIA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Júlio Neil Cassa Louzada

LAVRAS – MG

2012

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca da UFLA**

Silva, Wallace Beiroz Imbrosio da.

Resposta da diversidade funcional de Scarabaeinae (Coleoptera:
Scarabaeidae) aos diferentes usos de solo na Amazônia / Wallace
Beiroz Imbrosio da Silva. – Lavras : UFLA, 2012.

85 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2012.

Orientador: Júlio Neil Cassa Louzada.

Bibliografia.

1. Floresta tropical. 2. Estrutura funcional. 3. Sensibilidade de
trait. 4. Rola-bosta. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.52642

WALLACE BEIROZ IMBROSIO DA SILVA

**RESPOSTA DA DIVERSIDADE FUNCIONAL DE SCARABAEINAE
(COLEOPTERA: SCARABAEIDAE) AOS DIFERENTES USOS DE
SOLO NA AMAZÔNIA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 25 de outubro de 2012.

Dr. Paulo dos Santos Pompeu UFLA

Dra. Sabrina da Silva Pinheiro de Almeida UFV

Dr. Júlio Neil Cassa Louzada
Orientador

LAVRAS – MG

2012

À minha madrinha, “Tia Fitinha” (in memoriam), que em muitos momentos durante meu mestrado esteve presente em meu pensamento e coração, sempre me confortando e me passando a sensação de que está orgulhosa de mim.

A todas as pessoas que independente de escolaridade, crença, cultura, raça ou posição social se enxergam como parte de uma rede de interações bem mais extensa do que nossa percepção consegue idealizar.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Programa de Pós Graduação em Ecologia Aplicada, pela oportunidade de realizar o mestrado;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos;

Ao Grupo Orsa – Jari Celulose, pelo apoio logístico e durante a coleta em suas áreas;

Ao Fernando Z. Vaz-de-Mello, pelo auxílio na identificação dos espécimes;

Ao Dr. Júlio N. C. Louzada, pela orientação, valiosas sugestões e ideias para que este trabalho se realizasse, além da amizade e o futebol no domingo;

Aos meus irmãos do meu primeiro lar aqui em Lavras, Fabinho, Filipe e Bornelli, pela amizade, horas de conversa na “varanda da amizade” e parceira durante meu primeiro ano de mestrado.

Aos meus irmãos do segundo lar, a República 1/cada, Toru, Calorada e Vini, pela amizade, incentivo, compreensão, horas de videogame e jogos na televisão, cervejas, vinhos, comida. Muito obrigado meus irmãos, por todo apoio!

À Ananza Mara Rabello (meu bem), por ser uma ótima companheira, amiga e namorada, por resolver meus problemas com um sorriso, um abraço e um beijo, por acreditar em mim sempre, por trazer luz, por ter uma paz de espírito contagiante!

Aos meus pais, por me guiarem nessa estrada tão difícil de forma doce e carinhosa, por mostrarem os valores reais da vida, a importância de uma base sólida e que estarão lá sempre que eu precisar. Amo vocês!

Ao meu irmão Helinho, por todos os momentos de reflexão, por ser um exemplo de irmão e pessoa, por me ajudarem a refletir sobre nossa posição e atitudes na sociedade.

À minha mais nova irmã mais velha, Giuliana, por ter entrado na minha vida e mostrado que o apoio de familiares tem um sabor especial!

À Dra. Carla R. Ribas, por ter tido uma participação tão especial na minha formação do mestrado, por ter me mostrado a ciência de forma ética, por ter me dado alguns merecidos “puxões de orelha” e se tornar um dos meus exemplos.

À Amanda Arcanjo, por toda a paciência para me ensinar e ajuda para identificar os besouros, sempre tão doce e paciente;

À Dra. Vanesca Korasaki, pela ajuda não só no texto da dissertação, mas por compartilhar comigo as ideias sobre a vida acadêmica;

A todos os rola-bosteiros, que não cabe aqui listar todos, mas queria do fundo do meu coração registrar o agradecimento, pelo apoio, amizade, discussões, críticas e o ótimo convívio no laboratório e fora dele.

Aos amigos de Lavras, Rafael (Peixe), Matheus (Talita), Martin, Erika (Teta), por toda ajuda, conversa, DCE, cerveja e apoio moral;

Aos meus amigos da turma de mestrado e doutorado de 2011, pelo inesquecível curso de campo, churrascos, ideias sobre projeto, trabalhos em parceria, enfim pela amizade;

A todos os demais amigos do prédio de Ecologia e a turma de 2010 e 2012 da pós em Ecologia Aplicada;

À Galera do Futebol, pelos importantíssimos momentos de descontração;

Aos meus amigos da cidade maravilhosa, que mesmo à distância me mostraram que continuam sendo meus “brothers” e me deram muito apoio, Aline (Cunhadinha), Gabi Oda, Dani (Mongol), Vini, Gregory, Emilie (Mimi),

Vanessa, William, Jonatas, Vitinho, Feliz, Elidiomar, Mari, Gustavo Mattos, Isa, Marcola...

Ao meu eterno orientador, pois até hoje dá valiosas lições, Dr. André Scarambone Zaú, muito obrigado por me ensinar praticamente tudo que sigo hoje!

Ao meu mestre Bione, por ser um segundo pai para mim, por me receber e me ouvir falando por horas sobre minha vida, meus medos e dúvidas e por me apresentar o Budismo;

Ao pessoal que me ajudou na Amazônia durante o campo, Irmão, Edvar e Maria;

Aos meus amigos de Monte Dourado, Andrea, Rodrigo (Gordinho da CADAM), Andrezza, Yudi, Guimel e Hannah que tornaram minha estadia na Amazônia mais fácil;

Aos besouros que infelizmente tiveram que morrer para que este trabalho fosse feito;

À natureza, por ter todo esse esplendor e grandiosidade, por inspirar um sentimento de amor, carinho e proteção;

A todos que contribuíram de forma direta ou indireta para que esta etapa se concluísse na minha vida.

O degrau de uma escada não serve simplesmente para que alguém permaneça em cima dele, destina-se a sustentar o pé

de um homem pelo tempo suficiente para que ele coloque o outro um pouco mais alto (Thomas H. Huxley)

RESUMO

A sociedade necessita manter as funções e serviços ambientais, desta forma, vem desenvolvendo-se uma ciência focada na diversidade funcional. Este trabalho investigou a resposta da diversidade funcional de Scarabaeinae em relação aos diferentes usos de solo na bacia do Rio Jari, na Amazônia. Foram coletados besouros em áreas de floresta primária (floresta), corte seletivo (corte), corredor florestal (corredor), floresta secundária (capoeira) e monocultura de *Eucalyptus* (eucalipto). Os atributos (*traits*) utilizados foram: período de atividade, empoleiramento, dieta, alocação de recurso e biomassa. A partir destes atributos foram calculados os seguintes índices: dispersão funcional (DisF), equitabilidade funcional (EF) e riqueza funcional baseada no dendograma (RF). Foram formados grupos funcionais pelo método de Ward: estes apresentaram tanto espécies do mesmo gênero, quanto de gênero distinto, provavelmente devido à conservação de nicho e convergência fenotípica causada pelo ambiente, respectivamente. Tanto DisF, quanto RF mostraram semelhança entre corredor, corte e floresta e semelhança entre capoeira e eucalipto, sendo estes dois grupos diferentes. Isto está relacionado com a similaridade entre as comunidades destes sistemas agrupados e conseqüentemente manutenção da funcionalidade. Já o índice EF não apontou diferença entre os usos de solo, provavelmente pelo fato deste índice levar em consideração a distância entre os pontos no espaço multidimensional. Portanto, o ganho ou perda de espécie pode aumentar o volume do espaço ocupado, mas manter a relação de distância entre os atributos. Aparentemente o corredor e o corte mantiveram o funcionamento semelhante à floresta. Enquanto que o eucalipto e a capoeira apresentaram reduções nos índices funcionais avaliados. Houve um padrão de perda, ou pelo menos redução da abundância e riqueza, de grupos funcionais com atributos de maior sensibilidade entre os usos de solo, principalmente os que apresentam empoleiramento. Os usos de solo seguem a ordem crescente de distúrbio: corte, corredor, capoeira e eucalipto. Corte e corredor foram muito próximos, apesar de tenderem a respostas diferentes, o corredor tende a apresentar uma resposta funcional igual à capoeira. A utilização dos grupos funcionais como indicadores foi eficiente, porém isto foi uma resposta à sensibilidade destes e a capacidade do sistema de suportar espécies sensíveis.

Palavras-chave: Floresta tropical. Estrutura funcional. Sensibilidade de *trait*. Rola-bosta.

ABSTRACT

Society is in need of maintaining environmental functions and services and, to this end, a science focused on functional diversity is being developed. This work has investigated the response of Scarabaeinae functional diversity in relation to the different soil uses in the Rio Jari basin, in the Amazon. Beetles were collected in primary forests (forest), selective logging (logging), forest corridor (corridor), secondary forest (*capoeira*) and *Eucalyptus* monoculture (eucalyptus). The traits used were: activity period, perch, diet, resource allocation and biomass. Based on these attributes the following indexes were calculated: functional dispersion (FDis), functional evenness (FEve) and functional richness based on the dendrogram (FRic). Functional groups were formed by the Ward method: these presented species from the same genus as well as from a distinct genus, probably due to niche conservation and phenotypic convergence caused by the environment, respectively. FDis as well as FRic showed similarities between corridor, logging and forest and similarities between *capoeira* and eucalyptus, with these two groups being different. This is related to the similarity between the communities of these grouped systems and consequently, the maintenance of functionality. As for the FEve index, there was no difference between the soil uses, probably because this index considers the distance between locations on the multidimensional space. However, the gain or loss of a species may increase the volume of occupied space, but maintain the relation of distance between the attributes. Apparently the corridor and the logging maintained functionality similar to the forest while the eucalyptus and the *capoeira* presented reductions in the evaluated functional indexes. A loss, or at least a reduction, pattern of abundance and richness occurred of functional groups with attributes of larger sensibility between the soil uses, mainly those which presented perch. The soil uses follow a increasing order of disturbance: logging, corridor, *capoeira* and eucalyptus. Logging and corridor were very close. Despite tending to different responses, the corridor tends to present a functional response equal to that of the *capoeira*. The use of the functional groups as indicators was efficient, however, this was a response to the sensibility of these and the system's capacity to support sensitive species.

Key-words: Tropical forest. Functional structure. Trait sensibility. Dung beetle.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Área de estudo, bacia do Rio Jari, PA, Brasil	32
Figura 2	Armadilha do tipo <i>pitfall</i>	35
Figura 3	Distribuição das armadilhas para obtenção de dieta e empoleiramento	37
Figura 4	Armadilha para empoleiramento instalada a 1,5 m do solo	38
Figura 5	Média e erro-padrão dos índices de diversidade funcional	44
Figura 6	Valores estandardizados e transformados pela raiz quadrada de riqueza presente em cada grupo funcional (pontos) e abundância (barras) em cada uso de solo	45
Figura 7	PCO, com base na distância de similaridade de Bray-Curtis, baseada na abundância e no número de espécies (riqueza) dentro dos grupos funcionais, nos diferentes usos de solo	46

ANEXO A

Figura 8	Dendograma com formação dos grupos funcionais considerados no ponto de corte de 0,5 da distância de Ward (linha pontilhada) ...	88
----------	---	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Sistemas de usos de solo onde foram realizadas as coletas de Scarabaeniaena região do Jari, PA, Brasil nos anos de 2009 e 2010.....	34
Tabela 2	Atributos dos grupos funcionais para a região do Jari, PA, Brasil nos anos de 2009 e 2010.....	42
Tabela 3	Resultados do PERMANOVA comparando os valores de abundância e número de espécies dentro dos grupos funcionais entre os usos de solo.....	47
Tabela 4	Valores de similaridade de Bray-Curtis, para riqueza e abundância das espécies dentro dos grupos funcionais entre os usos de solo para a região do Jari, PA, Brasil nos anos de 2009 e 2010.....	48
Tabela 5	Resultado do PERMDisp para abundância e riqueza dentro dos grupos funcionais para a região do Jari, PA, Brasil nos anos de 2009 e 2010.....	49
Tabela 6	Valores de indicação (IV) significativos para os grupos funcionais para a região do Jari, PA, Brasil nos anos de 2009 e 2010.....	50

ANEXO B

Tabela 7	Espécies distribuídas em seus respectivos grupos funcionais para a região do Jari, PA, Brasil nos anos de 2009 e 2010.....	89
----------	--	----

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS	18
2.1	Objetivo geral	18
2.2	Objetivos específicos	18
3	HIPÓTESES	19
4	REFERENCIAL TEÓRICO	20
4.1	Floresta Amazônica	20
4.2	Scarabaeinae e suas funções	22
4.3	Diversidade funcional	27
5	MATERIAIS E MÉTODOS	32
5.1	Área de estudo e seleção de áreas	32
5.2	Coleta de Scarabaeinae	34
5.3	Obtenção dos atributos	35
5.3.1	Período de Atividade	36
5.3.2	Dieta	37
5.3.3	Capacidade de empoleiramento	38
5.3.4	Alocação de recurso	39
5.3.5	Biomassa	39
5.4	Análise dos dados	40
6	RESULTADOS	42
6.1	Formação dos grupos funcionais	42
6.2	Diversidade funcional	43
6.3	Distribuição dos grupos funcionais	44
6.4	Grupos funcionais como indicadores biológicos	49
7	DISCUSSÃO	51
7.1	Formação dos grupos funcionais	51
7.2	Diversidade funcional	53
7.3	Distribuição dos grupos funcionais	58
7.4	Grupos funcionais como indicadores biológicos	64
8	Considerações finais	67
9	CONCLUSÃO	69
	REFERÊNCIAS	70
	ANEXOS	88

1 INTRODUÇÃO

O atual quadro de conscientização sobre a escassez de recursos naturais e perda de serviços ambientais, devido às alterações antrópicas no ambiente natural, vem incentivando governos a mudarem suas estratégias de desenvolvimento através de propostas de metas na redução do desmatamento e incentivos financeiros à projetos que almejam desenvolver tecnologias para o desenvolvimento sustentável (MOONEY et al., 2004; EVANS et al., 2012; WANG et al., 2012). Em outras palavras, propostas que auxiliem na manutenção das funções ambientais, mantendo a estrutura ou processos biofísicos que possam satisfazer a necessidade humana de forma direta ou indireta (função ambiental) (DE GROOT et al., 2010a).

Um dos maiores alvos destas medidas visando à proteção de funções ecológicas é a floresta Amazônica, devido à sua visibilidade, pois apresenta altíssima importância na questão de conservação da biodiversidade, no estoque de carbono (e.g Programa “Large-Scale Biosphere-Atmosphere” – LBA – Malhi et al. (2009)), na questão do ciclo da água e regime de chuvas em outras regiões do Brasil (FEARNSIDE, 1997; FEARNSIDE, 1999; COSTA et al., 2005; MALHI et al., 2009)

Ferri (1980) e Fearnside (2005, 2008) argumentam sobre a necessidade de incentivo para conservação e a importância de se manter a floresta Amazônica preservada, pois este bioma gera uma série de serviços, que com o planejamento correto seriam capazes de prover maior valor econômico do que os ganhos gerados pela substituição da floresta por ambientes antropizados.

Entretanto, a Amazônia vem sofrendo com o desmatamento de forma intensiva, apesar da recorrente redução nas taxas de desmate nos últimos anos. Nos últimos cinco anos a floresta amazônica apresentou uma perda de aproximadamente 59.730 km², sendo 6.418 km² em 2011 para região total da

Amazônia Legal e 4.993 km² para os estados do Pará (3.008 km²), Mato Grosso (1.120 km²) e Rondônia (865 km²) (INPE, 2011).

A sociedade carece de conhecimentos que permitam o desenvolvimento econômico, aliado às medidas sustentáveis. Essa necessidade tem motivado o interesse de pesquisadores no âmbito funcional da ecologia, por meio da criação de uma ciência ecológica mais preditiva frente às alterações ambientais (FISHER et al., 2009; LOREAU, 2010). Está ocorrendo uma mudança de paradigmas em estratégias de conservação, desviando a concentração de esforços em ambientes mais diversos biologicamente, para ambientes com maior estabilidade nas funções (SCHWARTZ et al. 2000).

Atualmente, a importância da diversidade tem sido abordada através da diversidade funcional, que consiste nos componentes da biodiversidade que influenciam como um ecossistema opera ou funciona (TILMAN, 2001). Esta abordagem baseia-se nos atributos das espécies, características mensuráveis, de caráter morfológico, fisiológicos ou comportamentais, geralmente diretamente relacionados ao *fitness* (MCGILL et al., 2006; VIOLLE et al., 2007; WEBB et al., 2010).

Desta forma, diversos estudos têm agrupado espécies que compartilham informações semelhantes em relação aos atributos, formando assim os grupos funcionais (e.g. TILMAN et al., 1997; YELENIK et al., 2006; SIVICEK; TAFT, 2011). Pela proximidade dos atributos de algumas espécies, é esperado que ocorram redundâncias entre elas, devido à sobreposição das funções realizadas, as quais permitem que haja continuação das funções ambientais, mesmo com a perda de algumas espécies, promovendo, por exemplo, a regeneração frente a um distúrbio (PETERSON et al., 1998; BELLWOOD et al., 2004; WINFREE; KREMEN, 2009).

Porém, a abordagem de grupos funcionais por si só como representantes da diversidade funcional, seja pela riqueza ou composição, faz com que haja a

imposição de uma estrutura discreta em uma variação contínua de diferenças funcionais entre as espécies. Além disso, diversos trabalhos ignoram a importância da abundância das espécies no impacto das funções (VILLÉGER et al., 2008; BIHN et al., 2010).

Slade et al. (2007) realizaram um experimento de exclusão de grupos funcionais de Scarabaeinae, mostrando que a perda de alguns grupos funcionais tem maior peso do que outros, na realização de algumas funções ecológicas, como a remoção de fezes e a dispersão secundária de sementes. Além disso, os autores atentaram para a complementariedade entre os grupos funcionais, maximizando o funcionamento do ecossistema, um fator bastante importante para a regeneração da floresta e que implica na importância da relação entre as espécies de diferentes grupos funcionais.

Villéger et al. (2008) propuseram três índices de diversidade de natureza multivariada e que consideram a abundância como um fator de peso à importância funcional das espécies. São eles; riqueza funcional, equitabilidade funcional e divergência funcional. Posteriormente foi sugerida a utilização de um novo índice, chamado dispersão funcional, além de correções e adequações aos índices propostos (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010).

Outro problema nos estudos de diversidade funcional é a escolha dos atributos a serem mensurados, pois um atributo por si só não representa a importância dos organismos no funcionamento, precisa ser refletir os efeitos do organismo nas condições ambientais, comunidade ou propriedades dos ecossistemas, estes chamados de atributo de efeito (VIOLLE et al. 2007). Estudos demonstram que o tamanho (comprimento ou biomassa), o período de atividade, o tipo de alocação de recurso e a dieta podem ser atributos de efeito, pois influenciam as funções exercidas pelos Scarabaeinae (SLADE et al., 2007; GIRALDO et al., 2011).

A utilização dos Scarabaeinae no enfoque funcional vem crescendo, pois se sabe que este grupo está relacionado com diversos processos naturais (NICHOLS et al., 2008), tais como dispersão secundária de sementes (ESTRADA; COATES-ESTRADA, 1991; ANDRESEN, 2003), remoção de matéria orgânica em decomposição no solo (BANG et al., 2005), turbação e aeração do solo, a partir da construção de túneis e galerias (LOUZADA, 2008), controle de parasitas (FINCHER, 1973; BRAGA et al., 2012). Tais processos podem reduzir a predação de sementes por vertebrados, bem como a competição entre plântulas, devido à diminuição da agregação das sementes (ANDRESEN, 1999; LAWSON et al., 2012), além disso, interferem nas condições edáficas do ambiente, pois aumentam a qualidade nutricional do solo, tanto pelo enterrio de material orgânico, quanto pela promoção de maior entrada de água e ar para o seu interior (BANG et al., 2005).

Os Scarabaeinae são organismos sensíveis às alterações ambientais mesmo que sejam sutis, devido à alta relação com a estrutura da vegetação e (HANSKI; CAMBERFORT, 1991; NICHOLS et al., 2007; GARDNER et al., 2010; ALMEIDA et al., 2011). Desta forma, podem-se formar comunidades específicas de áreas abertas, com pouca ou nenhuma espécie compartilhada com as áreas florestais, de acordo com sua sensibilidade (NAVARRETE; HALFFTER, 2008; ALMEIDA; LOUZADA, 2009). Estas alterações podem levar à consequências na diversidade funcional, como demonstrado por Barragán et al. (2011), os quais encontraram uma resposta negativa da riqueza funcional em relação às alterações ambientais, como redução do hábitat, fragmentação e conversão em pastagens.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O presente estudo tem como objetivo investigar a resposta da diversidade funcional da comunidade de besouros Scarabaeinae em relação aos diferentes tipos de uso de solo na paisagem da bacia do Rio Jari, na Floresta Amazônica.

2.2 Objetivos específicos

- a) Determinar a formação de grupos funcionais à partir de atributos funcionais pré-selecionados e obtidos em campo;
- b) Comparar por meio de índices de diversidade funcional os diferentes usos de solo no que diz respeito à funcionalidade;
- c) Avaliar a distribuição dos grupos funcionais formados ao longo dos diferentes usos de solo, bem como as diferenças entre a abundância e número de espécies dentro de cada grupo funcional nos diferentes usos de solo;
- d) Determinar grupos funcionais que tenham poder de indicação para os diferentes usos de solo.

3 HIPÓTESES

- a) Os grupos funcionais serão formados por espécies com similaridade em relação aos atributos funcionais, independentemente de similaridade taxonômica;
- b) Áreas com menor impacto apresentarão os maiores índices de diversidade funcional, sendo estes decrescentes ao longo do gradiente de intensificação de interferência antrópica nos usos de solo;
- c) Os grupos funcionais serão selecionados de acordo com a sua sensibilidade em relação à degradação ambiental, fazendo com que haja uma redução no número de espécies e indivíduos nos usos de solo com menor interferência antrópica;
- d) Cada uso de solo apresentará um grupo funcional, ou conjuntos de grupos, com poder de indicação, de acordo com a sensibilidade de seus atributos e o nível de conservação do sistema.

4 REFERENCIAL TEÓRICO

4.1 Floresta Amazônica

A Floresta Amazônica é conhecida por sua grande extensão, cerca de cinco milhões de km², estando presente em nove países da América do Sul, Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Guiana, Guiana Francesa, Peru, Suriname e Venezuela, sendo a maior porção no território brasileiro, ocupando 40% de toda a área nacional (FERRI, 1980). Estendendo-se pelos Estados do Acre, Amazonas, Pará, Amapá, Roraima e Rondônia. Ao sul da Amazônia a floresta se expande acompanhando os vales de grandes afluentes do Amazonas, como o rio Tapajós, Madeira e Xingu ou de seu confluente o rio Tocantins, recobrando, portanto, grande extensão do norte dos Estados de Mato Grosso e Goiás (FERRI, 1980). Além disso, abrange a bacia do maior rio do mundo e as maiores extensões de floresta tropical intocada.

Porém, não é somente por sua grande extensão que este bioma é conhecido, a Floresta Amazônica é a maior e uma das mais importantes florestas do mundo em termos de biodiversidade (COSTA et al., 2005; MALHI et al., 2009; STONE et al., 2009), abrigando a maior quantidade de espécies endêmicas por unidade de área e uma altíssima diversidade de vertebrados (IUCN, 2008).

Sua flora estimada é de 50.000 espécies de plantas vasculares, sendo 12.500 espécies de árvores (HUBBELL et al., 2008). Sua fauna, avaliada por Azevedo-Ramos et al. (2006), possui, só na região próxima à Belém, 32 famílias de aracnídeos, 47 gêneros de formigas e 23 espécies de mamíferos. Além disso, em um único metro quadrado de solo de floresta secundária de terra firme deste bioma foram contabilizados cerca de 60 mil artrópodes (ADIS et al., 1987).

Uma característica interessante deste ecossistema é que sua biodiversidade não é homogeneamente distribuída, mesmo quando comparadas em escalas pequenas e intermediárias, tanto para organismos florestais (TUOMISTO et al., 1995) quanto para organismos aquáticos (FERNANDES et al., 2004). Essa característica aumenta ainda mais a sua singularidade em termos ecológicos e torna ainda mais preocupante a ocorrência de distúrbios ao longo deste ambiente. Além disso, a Amazônia gera diversos benefícios para a sociedade de forma direta e indireta por meio de seus processos ecológicos (serviços ambientais), tais como estoque de carbono, manutenção do regime de chuvas e a própria biodiversidade em si (FEARNSIDE, 1997).

Apesar de toda esta importância no nível de biodiversidade, extensão territorial e serviços, a Amazônia sofre com intenso desmatamento desde o início de 1970 (FEARNSIDE, 2005). A floresta perdeu 392.201 km² de área devido ao desmatamento no período entre 1988 e 2011, segundo dados do INPE (2011), apesar de haver uma redução considerável da taxa de desmatamento em 2008 (de 12911 km² em 2008 para 6418 km² em 2011), quando o Brasil implementou o Plano Nacional de Mudança Climática, que visa reduzir o desmatamento na Amazônia, sobretudo o ilegal (FAO, 2011; INPE, 2011). Os Estados que mais contribuíram para o desmatamento (82%) foram o Pará (34%), Mato Grosso (35%) e Rondônia (14%). Sendo atualmente o Pará o Estado que mais desmata (3.008 km² - 47% - em 2011) (INPE, 2011).

Mesmo que esteja ocorrendo redução no desmatamento, as emissões de gás carbônico não acompanham esta queda, pois as áreas de desmatamento estão sendo deslocadas para regiões de maior biomassa (INPE, 2011). Esta liberação de gases pode ocorrer por queimadas, corte e alterações pelas mudanças climáticas (FEARNSIDE, 2008). Fearnside (2005) aponta ainda a importância dos serviços prestados por este bioma com a produtividade do sistema agrícola nesta região e ressalta a necessidade de incentivo para conservação e a

importância de ser manter a Floresta Amazônica preservada, promovendo assim maior valor econômico do que os ganhos gerados pela substituição da floresta por ambientes antropizados.

No nível mundial resta apenas um terço de floresta tropical intacta, sendo que dois terços restantes estão distribuídos em uma ampla variedade de usos da terra (FAO, 2006). Portanto, alguns refúgios ainda existentes que mantenham cobertura vegetal original podem ser um refúgio para a fauna ameaçada pelas ações antrópicas (QUINTERO; ROSLIN, 2005; VULINEC et al., 2006; NICHOLS et al., 2007). Desta forma o estudo de paisagens florestais inseridos em uma matriz com múltiplos usos de solo torna-se extremamente importante para compreender o valor de conservação destas áreas (GARDNER, 2010).

4.2 Scarabaeinae e suas funções

A subfamília Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) é popularmente conhecida como besouro rola-bosta e apresenta cerca de 6.000 espécies distribuídas principalmente nas regiões tropicais e mais de 1250 espécies registradas para a América do Sul (VAZ-DE-MELLO, 2000). No Brasil, até o ano de 2000 foram registradas 618 espécies, pertencem a seis tribos (Ateuchini, Canthonini, Coprini, Eurysternini, Onthophagini e Phanaeini) (VAZ-DE-MELLO, 2000).

Estes besouros alimentam-se do líquido rico em microorganismos presente em materiais orgânicos em decomposição (HALFFTER; MATTHEW, 1966; HALFFTER; EDMONDS, 1982). Sua dieta predominante é a coprofagia, a qual os organismos se utilizam de fezes como recurso alimentar (HALFFTER; MATTHEW, 1966). Porém, existem outros recursos explorados por estes besouros, muitos se alimentam de carcaças (necrofagia), de fungos

(micetofagia), de frutos em decomposição (carpofagia), de restos vegetais em decomposição (saprofagia), além de algumas espécies serem predadoras, foréticas de caramujos ou generalistas (HALFFTER; MATTHEW, 1966; ANDUAGA, 2000; VAZ-DE-MELLO, 2007; LARSEN et al., 2008; FORTI et al., 2012).

Há uma separação em guildas funcionais de acordo com suas estratégias de alocação de recurso alimentar (HANSKI; CAMBEFORT, 1991), que podem ser:

- a) Telecoprídeos (roladores): apresentam o hábito de confeccionar massas esféricas de recursos e rolá-las de poucos centímetros até alguns metros da fonte de recurso original, onde são enterradas ou deixadas sobre o solo. Para a confecção das bolas são utilizadas as pernas dianteiras e médias e para a rolagem as traseiras (HALFFTER; EDMONDS, 1982);
- b) Paracoprídeos (escavadores): possuem o hábito de escavar túneis imediatamente abaixo ou nas proximidades do depósito de recurso alimentar. Os túneis variam em diâmetro e profundidade, em função do tamanho do inseto e do objetivo de sua confecção. Os recursos alimentares que serão utilizados para reprodução e/ou alimentação são levados para o interior desses túneis. (HANSKI; CAMBEFORT, 1991);
- c) Endocoprídeos (residentes): vivem dentro ou imediatamente abaixo dos recursos, sem alocá-los para lugares longe da fonte de recursos (HALFFTER; EDMONDS, 1982). Os adultos se alimentam diretamente dos depósitos de recurso, e pode ocorrer a confecção de bolas e aglomerações de recursos, dentro do próprio recurso, durante a reprodução (LOUZADA, 2008).

Os Scarabaeinae podem procurar por alimento através de voos rasos em relação ao solo (HALFFTER; MATTHEW, 1966), ou através de empoleiramento nas folhas do sub-bosque (HOWDEN; NEALIS, 1978). Esta segunda capacidade era associada às espécies pequenas e médias, porém, agora se sabe que pode estar associada a comportamentos que aumentem o *fitness*, (1) como detecção de predadores, (2) camuflagem (no caso de besouros com coloração esverdeada), (3) termorregulação e (4) procura pela pluma de odor (LOUZADA, 1998). Além disso, esta habilidade pode ter surgido em resposta ao cenário de extrema competição na comunidade de coprófagos no solo, fazendo com que haja a especialização de algumas espécies ao forrageamento no solo (LOUZADA, 1998).

Devido à competição, outra divisão na procura por alimentos está relacionada à partição temporal, sendo os Scarabaeinae divididos em noturno e diurno. Contudo, DAVIS (1999) observou que havia sobreposição entre estes dois horários, bem como dentro de cada período, mostrando assim que a segregação temporal é mais complexa. No Panamá foi observada a possibilidade de espécies com atividade crepuscular ou ainda ativas tanto durante o dia, quanto à noite (HOWDEN; YOUNG, 1981; GILL, 1991).

Esta segregação está relacionada com a preferência das espécies pelo melhor horário de voo em relação à temperatura e as variações climáticas (GILL, 1991). Entretanto, foi observado por Feer e Pincebourde (2005) na Amazônia que mesmo as espécies que são resistentes à dessecação evitam as áreas com abertura de dossel, sendo as espécies que foram capturadas nestas áreas predominantemente noturnas. No geral as espécies diurnas são claras, evitando o superaquecimento; as crepusculares de coloração iridescente e as noturnas totalmente negras (EDMONDS, 1972; HERNÁNDEZ, 2002).

Desta forma os Scarabainae são fortemente influenciados pela cobertura vegetal, por isto apresentam um alto grau de associação com habitats específicos (FAVILA; HALFFTER, 1997; HALFFTER; ARELLANO, 2002). Eles são um dos primeiros organismos a serem afetados por distúrbios antrópicos (KLEIN, 1989; LARSEN et al., 2005; SCHEFFLER, 2005; GARDNER et al., 2008b; SHAHABUDDIN et al., 2010).

Além disso, uma série de estudos demonstra a resposta da comunidade de besouros rola-bosta frente a diferentes distúrbios, como a fragmentação florestal (FILGUEIRAS et al., 2011), corte seletivo de espécies arbóreas (DAVIS, 2000; DAVIS et al., 2001; AGUILAR-AMUCHASTEGUI; HENEBRY, 2007; EDWARDS et al., 2010; SLADE et al., 2011), conversão de florestas em pastagens (SCHEFFLER, 2005) e introdução de florestas plantadas (GARDNER et al., 2008b), o que, juntamente com a relação baixo custo de coleta e boa resposta destes organismos, demonstra a importância desses organismos como indicadores da biodiversidade (DAVIS et al., 2001; HALFFTER; ARELLANO, 2002; SCHEFFLER, 2005).

De acordo com De Groot (1992) função ecológica é a capacidade de processos e componentes naturais proverem benefícios e serviços que satisfaçam às necessidades do homem, direta e indiretamente. Elas podem ser divididas em quatro grupos principais: (1) de regulação, (2) habitat, (3) produção e (4) informação. Sua importância pode ser dividida em três tipos: (1) ecológica, (2) sociocultural e (3) econômica (DE GROOT et al., 2010b). Diversas funções ecológicas estão relacionadas com os Scarabaeinae, principalmente devido ao seu hábito alimentar e estratégia de alocação de alimento (NICHOLS et al., 2008).

Uma das funções de grande importância desempenhada pelos Scarabaeinae é a remoção de matéria orgânica, tanto devido às questões econômicas envolvidas, quanto para a saúde do ecossistema. Pois, promove, por

exemplo, o serviço de limpeza de áreas de pasto para o gado e incorpora matéria orgânica ao solo, aumentando sua qualidade nutricional (BANG et al., 2005). Sabe-se que a quantidade de matéria removida por indivíduo está relacionada principalmente ao seu tamanho corporal (SLADE et al., 2007; NICHOLS et al., 2008).

Outro serviço de grande importância em sistemas pastoris é a remoção de fezes contendo cistos e ovos de parasitas. Este é uma consequência direta da utilização de fezes como recurso alimentar pela maioria das espécies do grupo (HALFFTER; MATTHEW, 1966; HALFFTER; EDMONDS, 1982). Com a presença de Scarabaeinae no ecossistema pastoril ocorre uma forte competição assimétrica entre os besouros e estágios larvais de grupos de moscas, o que impõe considerável controle populacional desses organismos (LOUZADA, 2008). Além desta competição, a comunidade de parasitas pode ser reduzida pela predação de moscas por ácaros foréticos dos Scarabaeinae e a danificação de ovos das moscas pelos besouros durante o manuseio das fezes (NICHOLS et al., 2008).

Devido à grande parte dos Scarabaeinae possuírem o hábito de nidificar abaixo do solo e formar galerias, eles são responsáveis também pela bioturbação do solo, potencializando a aeração, infiltração e retenção de água no solo (KIRK, 1992; BANG et al., 2005). Esta função ocorre de forma intensa em áreas florestais, onde estimativas simples relatam que a cada 70 g de fezes removidas ocorre o revolvimento de aproximadamente 210 g de solo (BRAGA, 2009).

Os Scarabaeinae podem ainda promover a dispersão de sementes ao realizarem o enterrio de fezes de animais frugívoros contendo sementes (ESTRADA; COATES-ESTRADA, 1991; VULINEC, 2002). O tamanho das sementes enterradas varia proporcionalmente ao tamanho corporal do besouro (SLADE et al., 2007). Além disso, os rola-bostas enterram as sementes em diferentes profundidades (ANDRESEN, 2002), podendo levar à diminuição da

predação destas por vertebrados (BEAUNE et al., 2012) e outros insetos; além disso, a dispersão pode reduzir a competição entre plântulas (devido à desagregação das sementes) (ANDRESEN, 1999). Quando as sementes são enterradas em grande profundidade podem estar livres de predação(ANDRESEN, 2002).

4.3 Diversidade funcional

Sabendo-se que a perda de funções ecológicas é algo caro e muitas vezes impossível de recuperar, os cientistas e os governantes vêm mudando a concepção de conservação da biodiversidade puramente para a conservação de ecossistemas funcionalmente estáveis (HOOPER et al., 2005; LOREAU, 2010).

O funcionamento de um ecossistema pode ser influenciado por diversos fatores e um deles são as características funcionais dos organismos presentes. Porém essas influências não se dão de forma linear, sendo algumas espécies mais responsáveis por determinadas funções que outras (HOOPER et al., 2005; BALVANERA et al., 2006). Adicionalmente, pode ocorrer uma complementaridade entre espécies, aumentando a taxa de alguma função e a resistência e a resiliência de um ambiente (LOREAU, 2004; HOOPER et al., 2005).

A influência do indivíduo nas funções vai variar de acordo com os atributos (*traits*) das espécies, assim como comprovado por diversos trabalhos (e.g. GRIME, 1998; SLADE et al., 2007; COOK-PATTON; BAUERLE, 2012; TANAKA; MANO, 2012). Os atributos são propriedades bem definidas, mensuráveis, geralmente medidas no nível de indivíduo que podem ser de caráter morfológico, fisiológico ou comportamental (MCGILL et al., 2006). São selecionados pelo ambiente em função do impacto positivo que proporcionam no *fitness* (ou adaptabilidade) do organismo no ambiente (WEBB et al., 2010).

Existem quatro categorias distintas de atributos, duas medidas ao nível individual e duas por suas ligações com o ambiente (VIOLLE et al., 2007):

- a) Atributo funcional: Qualquer atributo que impacte o fitness indiretamente (ex.: respiração).
- b) Atributo de desempenho: Que seja ligado diretamente o *fitness* (ex.: taxa de sobrevivência).
- c) Atributo de resposta: Qualquer atributo que varie em resposta às alterações ambientais (ex.: Comportamento).
- d) Atributo de efeito: Atributos que reflitam o efeito no organismo nas condições ambientais (ex. estratégia de alocação de recurso).

Neste contexto, as espécies podem ser agrupadas de acordo com a similaridade dos efeitos em determinados processos do ambiente ou da resposta às condições ambientais (BLONDEL, 2003; HOOPER et al., 2005). Este agrupamento pode ser feito de maneira arbitrária, ou através de métodos estatísticos de agrupamento, como o uso de dendogramas obtidos por meio de uma medida de similaridade (CASANOVES et al., 2011). Para identificação de grupos funcionais o agrupamento de Ward tem sido o mais indicado, por considerar a covariância dos atributos, fazendo com que reduza a variância dentro do grupo e maximize tais efeitos entre estes (CASANOVES et al., 2011).

Entretanto, a separação de espécies em grupo funcionais pode não ser um bom preditor da diversidade funcional por uma série de motivos, dos quais um dos mais importantes é o fato de haver uma variação contínua dos atributos que influenciam o funcionamento do ecossistema, que são simplificados ao criarem-se grupos funcionais categóricos (GITAY; NOBLE, 1997; FONSECA; GANADE, 2001). Além disso, as espécies podem ser agrupadas tanto pela força de seleção, criando convergência em seus atributos, quanto pela conservação de

nicho em espécies filogeneticamente próximas e ainda apresentar complementariedade entre os grupos (KAPLAN; DENNO, 2007; SLADE et al., 2007; LEBRIJA-TREJOS et al., 2010; WEBB et al., 2010; WIENS et al., 2010; WEIHER et al., 2011).

Além disso, Cadotte (2011) define diversidade funcional de forma ampla como a quantificação na variação de atributos de uma comunidade estudada. A qual comumente depende de medidas quantitativas de atributos, muitas vezes sendo necessária a abordagem multivariada e podendo considerar a abundância de espécies. Desta forma, a medida mais simplista é o coeficiente de variação em um atributo único (CADOTTE et al., 2009), ou seja, a diversidade funcional seria diretamente a variação média de um atributo.

Foram criados diversos índices de diversidade funcional, que se baseiam na utilização de apenas um atributo, ou em uma gama de atributos (PLA et al., 2012). Os que apresentam apenas um atributo são:

- a) Média ponderada da comunidade: apresenta o valor esperado de atributo para certa comunidade;
- b) Divergência funcional: Variação dos valores dos atributos, ponderada pela abundância das espécies;
- c) Regularidade funcional: Avalia o quão similar as comunidades são através da variação da média (ou mediana, ou moda) ponderada pela abundância relativa.

No entanto, devido à natureza multivariada dos atributos que influenciam as funções, foram criados índices de diversidade multivariados (PLA et al., 2012):

- a) Diversidade funcional de atributos baseado em combinações: calculado a partir do número de combinações diferentes de atributos que ocorrem dentro da comunidade;
- b) Diversidade funcional de atributos baseado na distância entre pares: é a soma das distâncias padronizadas entre pares de espécies no espaço dos atributos. Este possui uma modificação que evita a monotonicidade;
- c) Diversidade funcional baseada em dendograma: é a soma da distância dos ramos de um dendograma funcional elaborado por análise de agrupamento, baseada em diversos atributos. Esta forma de avaliar a diversidade funcional pode ser ponderada pela abundância relativa;
- d) Envoltório convexo (*Convex hull*): Dispersão das espécies no espaço dos atributos;
- e) Entropia quadrática: Distância média entre os pares de espécies, ponderada pela abundância;
- f) Riqueza funcional: Volume ocupado por uma comunidade no espaço dos atributos;
- g) Equitabilidade funcional: Mede a regularidade na qual as espécies estão distribuídas, considerando sua abundância;
- h) Divergência funcional: Distribuição da abundância das espécies no espaço multivariado dos atributos;
- i) Dispersão funcional: É a distância média de cada espécie da comunidade para o centroide calculado levando em consideração a abundância das espécies.

Diversos trabalhos têm tentado avaliar a resposta destes índices em relação às alterações ambientais, com diferentes taxa e intensidades de

degradação. Flynn et al. (2009) relataram um decréscimo da diversidade funcional de aves e mamíferos com aumento da intensificação da agricultura, enquanto que para as plantas não foi observado um padrão claro, enquanto Biswas e Mallik (2010) encontraram maior diversidade funcional de plantas nos estágios intermediários de distúrbio. Para áreas de corte seletivo foi observado maior equitabilidade funcional, porém com riqueza funcional similar à floresta intacta (BARALOTO et al., 2012).

5 MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Área de estudo e seleção de áreas

O estudo foi conduzido no município de Almerim, Pará, na bacia do Rio Jari ($00^{\circ}27'00'' - 01^{\circ}30'00''S$, $51^{\circ}40'00'' - 53^{\circ}20'00''O$), na divisa entre os estados do Amapá e Pará, na região nordeste da Amazônia brasileira (Figura 1). Nesta área vêm sendo desenvolvido monitoramentos de fauna e flora e diversas pesquisas ecológicas (BARLOW et al., 2007a; GARDNER et al., 2008b; GARDNER et al., 2009; PARRY et al., 2009a, 2009b; BARLOW et al., 2010).

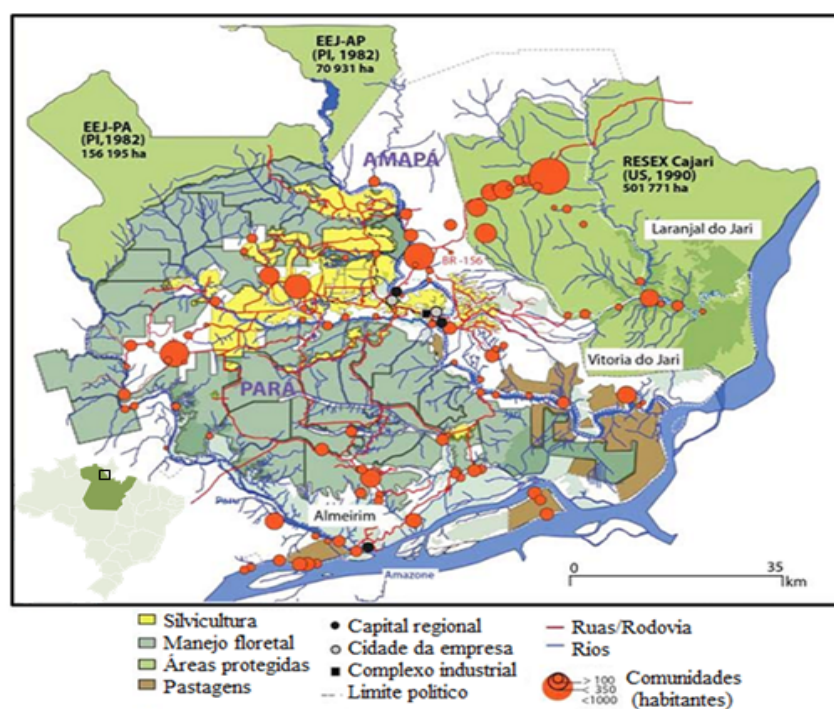


Figura 1 Área de estudo, bacia do Rio Jari, PA, Brasil

Fonte: Modificado de Greissing (2012).

A área apresenta 1,7 milhões de hectares e está sob administração da empresa florestal Grupo ORSA (Jari Celulose SA/ ORSA Florestal). Essa área foi comprada em 1967, originalmente com 10% (145.000ha) de floresta primária convertida em grandes plantações de árvores exóticas (*Eucalyptus urograndis*, *Gmelina arborea* e *Pinus caribaea*) (HAWES et al., 2009; GREISSING, 2012). Atualmente a região é formada por um mosaico de plantações de árvores exóticas, florestas secundárias em regeneração e áreas de corte seletivo, imersas em uma matriz com mais de 500.000 ha de floresta primária praticamente intacta (PARRY et al., 2007).

Os solos da região consistem em grande maioria, de Latossolos Amarelos de caráter álico e dos Podzólicos Vermelho-Amarelos, além de outros tipos que ocorrem em menor quantidade, como os Plintossolos, “a terra preta de índio” e os Cambissolos (PIRES, 1973; FEARNSSIDE; LEAL-FILHO, 2001).

A vegetação é bastante variada, sendo predominantemente coberta por floresta equatorial subperenifólia. Essa variação faz com que a região abranja duas das quatro subprovíncias vegetacionais amazônicas, a Jari Trombetas e a Planície Terciária, sendo a heterogeneidade vegetacional uma característica da primeira (RIZZINI, 1997).

O clima é caracterizado como quente úmido (Amw), segundo a classificação de Köppen, o clima da região apresenta temperatura média anual de aproximadamente 26 °C e precipitação pluviométrica anual entre 2.000 e 2.500 mm (COUTINHO; PIRES, 1996; OLIVEIRA et al., 2004; HAWES et al., 2009), com período chuvoso compreendido entre os meses de janeiro a junho e estação seca entre setembro e novembro (PARRY et al., 2007).

Foram considerados para o presente estudo os seguintes sistemas em ordem decrescente de influência antrópica para o presente estudo:(1) monocultura de *Eucalyptus* (eucalipto), (2) área de regeneração devido à

supressão vegetal para plantio de *Eucalyptus* ou repouso após corte de *Eucalyptus* (capoeira), (3) área de conexão entre florestas primárias (corredor), (4) áreas que sofreram algum tipo de intervenção para implementação de corte seletivo, como criação de estradas, limpeza de lianas, pátio de empilhamento, ou corte de espécies arbóreas efetivamente (corte) e como controle, (5) florestas primárias que sofreram o mínimo de impacto em tempos pretéritos (floresta). Sendo então o corredor, corte e floresta áreas que mantêm a cobertura original e eucalipto e capoeira áreas que em algum momento sofreram supressão da vegetação (Tabela 1).

5.2 Coleta de Scarabaeinae

As coletas dos indivíduos foram realizadas no primeiro trimestre de 2009 e 2010, sendo três áreas de capoeira, oito de corredor, oito de corte, 18 de eucalipto e 15 de floresta em 2009 (Tabela 1). Em 2010 as coletas foram efetuadas em cinco áreas de capoeira, sete de corredor, oito de corte, 20 de eucalipto e 22 de floresta (Tabela 1).

Tabela 1 Sistemas de usos de solo onde foram realizadas as coletas de Scarabaeinae na região do Jari, PA, Brasil nos anos de 2009 e 2010

	Uso de solo	2009	2010
Supressão da vegetação	Eucalipto	18	20
	Capoeira	3	5
	Corredor	8	7
Cobertura original	Corte	8	8
	Floresta	15	22

Os besouros Scarabaeinae foram coletados utilizando armadilhas do tipo *pitfall* (19 cm de diâmetro, 11 cm de profundidade). Em cada área foram

instaladas cinco armadilhas de queda do tipo *pitfall*, espaçadas por 150 m em um transecto de 600 m. Estas armadilhas consistiram de recipientes plásticos enterrados ao nível do solo. As armadilhas foram iscadas com aproximadamente 30 g de fezes humanas misturada às fezes suína e no seu interior havia uma mistura de água, detergente e sal, aproximadamente 250 ml (Figura 2).

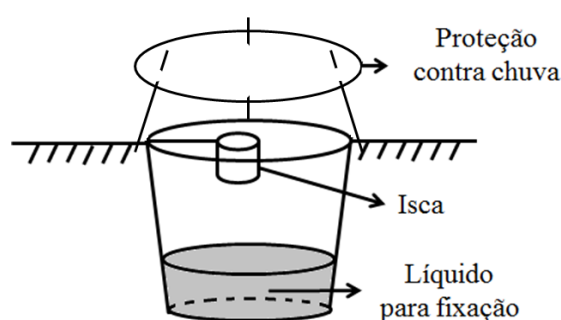


Figura 2 Armadilha do tipo *pitfall*

Posteriormente os indivíduos foram triados e levados ao Laboratório de Ecologia e Conservação de Invertebrados, na Universidade Federal de Lavras (UFLA), onde foram identificados com auxílio da chave dicotômica para gêneros de Scarabaeinae (VAZ-DE-MELLO et al., 2011), do guia de identificação das espécies locais e comparação com a coleção de referência da área de estudo. Posteriormente a confirmação das espécies se deu pelo especialista no grupo Fernando Z. Vaz-de-Mello. Os espécimes voucher estão depositados na Coleção de Referência de Escarabeíneos Neotropicais (CREN) da UFLA.

5.3 Obtenção dos atributos

Para a obtenção dos atributos dos besouros foram conduzidos experimentos independentes durante os meses de janeiro e fevereiro de 2012 (descrito nas seções posteriores). Além da coleta, para complementar as informações foram realizadas consultas a fontes secundárias (FEER; PINCEBOURDE, 2005; BORDONI, 2010; LARSEN, 2012) e ao especialista Dr. Fernando Z. Vaz-de-Mello.

As coletas dos atributos foram com baseadas na distribuição e na riqueza de espécies de Scarabaeinae previamente conhecida, devido ao programa de monitoramento realizado a área de estudo em questão. Desta forma foi possível distribuir os esforços das coletas de forma a obter a maior quantidade de informações das espécies da área.

As características mais utilizadas para separar guildas ou grupos funcionais de besouros Scarabaeinae são: período de atividade, dieta, estratégia de alocação de recurso e tamanho corporal (BARRAGÁN et al., 2011), que podem ser utilizadas separadas ou combinadas na criação dos grupos funcionais. Neste estudo foram utilizados cinco atributos: (1) biomassa seca (apresenta alta correlação com o tamanho corporal), (2) período de atividade, (3) dieta, (4) estratégia de alocação de recurso e adicionou-se a (5) capacidade de empoleirar no sub-bosque.

5.3.1 Período de Atividade

Foram instaladas cinco armadilhas *pitfall* iscadas, inicialmente às 7 h horas distantes 100 m entre si em transectos de 400 m. As armadilhas permaneceram ativas por 24 horas e foram vistoriadas às 6 h e 18 h horas, com posterior reposição da isca. As espécies que apresentaram abundância igual ou superior a 80% (de no mínimo 5 indivíduos) do total capturado no período entre as 6 h e 18 h foram consideradas diurnas, entre as 18 h e 6 h noturnas e quando

abaixo dessa porcentagem eram consideradas generalistas de período de atividade (MONTES-DE-OCA; HALFFTER, 1995). A informação das espécies que foram consideradas crepusculares foi obtida por meio de fonte secundária (FEER; PINCEBOURDE, 2005; BORDONI, 2010) e auxílio do especialista Fernando Z. Vaz-de-Mello.

5.3.2 Dieta

Para obter a dieta foram instalados grids de três por sete armadilhas, equidistantes em 100 m. Sendo alternada entre duas armadilhas de solo iscadas, uma com 30 g de fezes e a outra com 30 g de carcaça, além de uma armadilha para empoleiramento (explicado na sessão 4.3.3) (Figura 3).

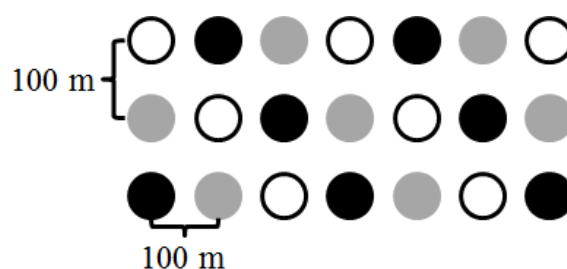


Figura 3 Distribuição das armadilhas para obtenção de dieta e empoleiramento
Nota: Círculos brancos = fezes, cinza = carcaça e pretos = empoleiramento.

A especificidade de dieta foi estabelecida pela frequência dos indivíduos coletados nas diferentes iscas, sendo considerado especialista quando forem encontrados 80% ou mais indivíduos em cada isca, onde estas representarão as categorias de dieta. As espécies foram classificadas em: coprófagas, necrófagas

e generalistas, quando atraídas para mais de uma isca (HALFFTER; ARELLANO, 2002).

5.3.3 Capacidade de empoleiramento

A capacidade de empoleirar se trata de uma habilidade de pousar em folhas permitindo a utilização de recursos que se encontram depositados sobre a superfície destas (GILL, 1991; VAZ-DE-MELLO; LOUZADA, 1997). Desta forma, a armadilha utilizada para averiguar tal habilidade consistia e uma superfície plástica com os limites laterais projetando-se além da abertura da armadilha, que permitiu o empoleiramento dos indivíduos, e um orifício central, permitindo a queda dos indivíduos no interior do recipiente, disposta a 1,5 m da altura do solo (Figura 4).

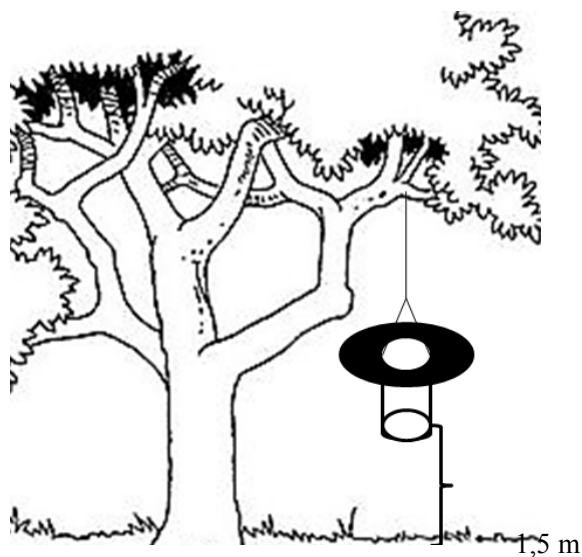


Figura 4 Armadilha para empoleiramento instalada a 1,5 m do solo

As armadilhas foram dispostas em grid como explicado na sessão 4.3.2 (Figura 3, círculos pretos) Foi considerada hábil a empoleirar as espécies em que pelo menos um indivíduo foi capturado na armadilha supracitada.

5.3.4 Alocação de recurso

Todas as informações utilizadas para este atributo foram obtidas com consulta às fontes secundárias, ou ao especialista do grupo. Sendo assim separadas em guildas funcionais distintas, baseadas no método de manipulação do recurso (DOUBE, 1990; VULINEC, 2002).

Foram classificados como: escavadores (ou paracoprídeos, cavam túneis e enterram bolas de excremento abaixo ou adjacente ao depósito de fezes), residentes (ou endocoprídeos, vivem dentro ou logo abaixo do recurso) e rolares (ou telecoprídeos, retiram porções de recurso e rolam para longe da fonte original) (HALFFTER; MATTHEW, 1966).

5.3.5 Biomassa

Os exemplares foram secos em estufa a uma temperatura de 45°C por três dias, a fim de realizar sua completa secagem (GARDNER et al., 2008a). Posteriormente foi realizada a pesagem, em balança de precisão (0.0001g), de 15 indivíduos de cada espécie coletada. Quando a quantidade de indivíduos não era disponível todos os indivíduos foram pesados, ou utilizados dados do banco de dados do laboratório de Ecologia e Conservação de Invertebrados da UFLA. Este atributo foi o único utilizado como dado contínuo para separação dos grupos funcionais.

5.4 Análise dos dados

Os atributos explicitados acima foram utilizados para gerar os grupos funcionais através da análise de agrupamento baseado na distância de similaridade de Ward. Para a formação dos grupos funcionais foram utilizados dados de 70 espécies (74%), do total de 94 encontradas para região nos anos de 2009 e 2010, as quais representam 94% (24681 indivíduos) de toda a abundância encontrada para os mesmos anos na região. A partir do dendograma gerado foi selecionado o ponto de corte na distância de Ward em 0,5.

Baseados nos atributos obtidos também foram calculados os seguintes índices de diversidade funcional (VILLÉGER et al., 2008; LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010; PLA et al., 2012):

- a) Dispersão funcional (DisF): Este índice é obtido com a distância individual das espécies para o centroide de todas as espécies da comunidade, e é pesado pela abundância relativa das espécies.
- b) Equitabilidade funcional (EF): Expressa através da distribuição das espécies distribuída pelo espaço dimensional dos atributos, levando em consideração a abundância. Este valor é baseado nas árvores de extensão mínima (*minimum spanning tree*) que liga as espécies em um espaço multidimensional dos atributos.
- c) Riqueza funcional baseada no dendograma (RF): Uma das formas de calcular este índice, que foi utilizado no presente estudo, é com a criação de um dendograma que represente a comunidade na escala espacial de interesse. Desta forma haverá um valor máximo de RF e cada amostra apresentará um valor próprio, baseado na soma do

comprimento dos ramos do dendograma das espécies presentes requeridos para conectá-las à raiz do dendograma.

Para cada índice de diversidade funcional foi gerado um modelo linear generalizado (GLM) tendo como variável dependente o índice em função dos diferentes usos de solo (variável independente), sendo o ajuste da distribuição de erros dos modelos do tipo quasipoisson. Posteriormente foi realizado o teste “F” no modelo para avaliar se havia diferença entre os usos de solo. Uma vez constatada diferenças, os usos mais próximos foram agrupados, gerando assim um novo modelo que foi comparado ao anterior por meio de análise de contraste (“F”), assim sucessivamente, até que os usos não pudessem mais ser agrupados.

Os dados de número de indivíduos e espécies dentro de cada grupo funcional foram padronizados, tendo como referência o número total por amostra e transformados pela raiz quadrada, permitindo assim que a natureza dos dados se mantivesse, porém a discrepância entre estes fosse reduzida.

Com base na distância de similaridade de Bray-Curtis, para número de espécies e indivíduos dentro dos grupos funcionais, foi realizada a análise de coordenadas principais (PCO), seguido da análise multivariada de variância com permutação (PERMANOVA) para averiguar se havia semelhança entre os usos de solo. Posteriormente, foi possível verificar a dispersão dos pontos dentro dos usos de solo através da análise de dispersão multivariada (PERMDisp).

A fim de obter grupos funcionais bioindicadores de cada sistema de uso do solo, foi utilizado o método de obtenção do valor de indicação (IndVal). Este método combina o grau de especificidade do grupo para um grupo de amostras pré-definido e sua fidelidade dentro do grupo, medida através da sua percentagem de ocorrência (MCGEOCH et al., 2002).

6 RESULTADOS

6.1 Formação dos grupos funcionais

Através do método de agrupamento pela distância de Ward foram gerados 18 grupos funcionais (Tabela 2, Anexos 1 e 2). O grupo funcional 1 foi o que apresentou o maior número de espécies (12), distribuídas em 5 gêneros diferentes, e os menores foram os grupos 7, 9, 12, 13 e 18 com duas espécies cada e apenas um gênero, com exceção do grupo 9 que apresentou dois gêneros (Tabela 2, Anexo 2). É possível observar que a maior parte dos grupos funcionais apresentam espécies noturnas, coprófagas, sem capacidade de empoleiramento e telecoprídeas (Tabela 2, Anexo 2).

Tabela 2 Atributos dos grupos funcionais para a região do Jari, PA, Brasil nos anos de 2009 e 2010

Grupo func.	Ativ.	Dieta	Emp.	Aloc.	Peso	Gen.	Esp.
1	No	Co	N	P	0.0010-0.6393 (0.1164)	5	12
2	No	G	S	P	0.0177-0.0074 (0.0121)	3	3
3	No	G	N	P	0.4531-0.0134 (0.1380)	3	5
4	No	Co	S	P/T/E	0.1215-0.0086 (0.0339)	5	6
5	Di/G	Ne/Co	S	P	0.0075-0.0046 (0.0064)	2	3
6	Di	Co	N	P	1.9300-0.0285 (0.5830)	3	4
7	No	Co	N	T	0.0684-0.0622 (0.0653)	1	2
8	No/Cr	Ne	N	T	0.1234-0.0285 (0.0656)	2	4

9	Di	Co	S	T	0.1705-0.0585 (0.1145)	2	2
----------	----	----	---	---	---------------------------	---	---

“Tabela 2, Conclusão”

Grupo func.	Ativ.	Dieta	Emp.	Aloc.	Peso	Gen.	Esp.
10	Di/No	G	S/N	T	0.0628-0.0030 (0.0212)	2	5
11	Cr	Ne/G	N	P	2.9072-0.2523 (1.2160)	1	3
12	No	Ne	S	T	0.2426-0.0683 (0.1555)	1	2
13	Cr	G/Co	S	T	0.4736-0.4426 (0.4581)	1	2
14	No	Co/G	N	E	0.1170-0.0505 (0.0796)	1	3
15	Di	Co	N	E	0.0645-0.0290 (0.0420)	1	3
16	G	Co	N	E	0.1986-0.0100 (0.1144)	1	5
17	Di	G	N	P	0.3266-0.0520 (0.1617)	2	4
18	Cr	Co	-	P	0.1060-0.0400 (0.0730)	1	2

Nota: Ativ = Período de Atividade, Emp = Capacidade de empulheiramento, Aloc = Estratégia de alocação de recurso. N = Não, S = Sim Di = Diurno, Cr = Crepuscular, No = Noturno, Co = Coprófago, Ne = Necrófago, G = Generalista, P = Paracoprídeo, T = Telecoprídeo, E = Endocoprídeo, Gen. = Número de gêneros, Esp. = Número de espécies. Peso = Intervalo de biomassa seca com média entre parênteses.

6.2 Diversidade funcional

Em relação aos índices de diversidade, não foram encontradas diferenças estatísticas para EF entre os diferentes usos de solo ($F_{4,112} = 2,110$; $p = 0,227$) (Figura 5). Em relação aos outros índice não houve diferença entre eucalipto e capoeira (DisF: $F_{2,106} = 0,200$, $p = 0,819$; RF: $F_{2,105} = 0,954$, $p = 0,389$), bem como entre corredor, corte e floresta (DisF: $F_{2,110} = 0,147$, $p = 0,863$; RF: $F_{2,109} = 0,196$, $p = 0,822$) (Figura 5). Porém, ainda em relação à estes dois índices, os sistemas que sofreram supressão da vegetação foi diferentes daqueles que

mantiveram a cobertura da vegetação (DisF: $F_{1,112} = 14,582$, $p < 0,001$; RF: $F_{1,112} = 14,425$, $p < 0,001$) (Figura 5).

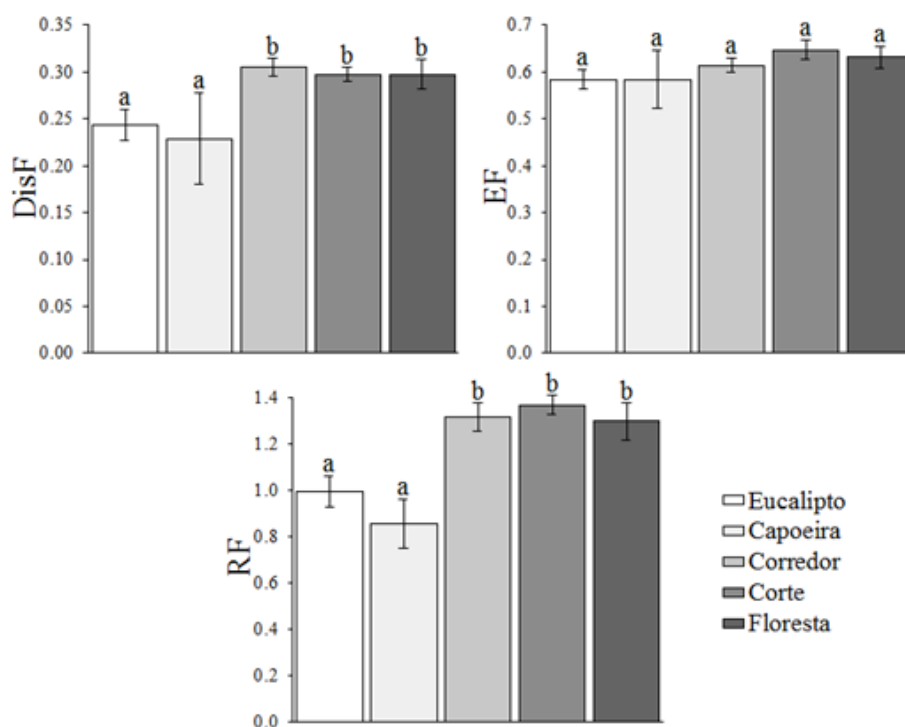


Figura 5 Média e erro-padrão dos índices de diversidade funcional

Nota: Letras iguais não apresentam diferença significativa ($p < 0,05$). DisF = Dispersão funcional; EF = Equitabilidade funcional; RF = Riqueza Funcional.

6.3 Distribuição dos grupos funcionais

O grupo funcional 1 foi o mais abundante e rico, enquanto os grupos 9 e 18 estiveram ausentes, tanto no eucalipto, quanto na capoeira (Figura 6). Apesar do grupo funcional também ser o mais rico nos demais sistemas, não foi o mais abundante, sendo os grupos 17, 15 e 4 para corredor, corte e floresta, respectivamente (Figura 6). Tanto na floresta, quanto no corte o grupo 7 esteve

ausente, sendo que para o corte também não foi encontrado o grupo 18 (Figura 6). Já o corredor apresentou todos os grupos formados (Figura 6).

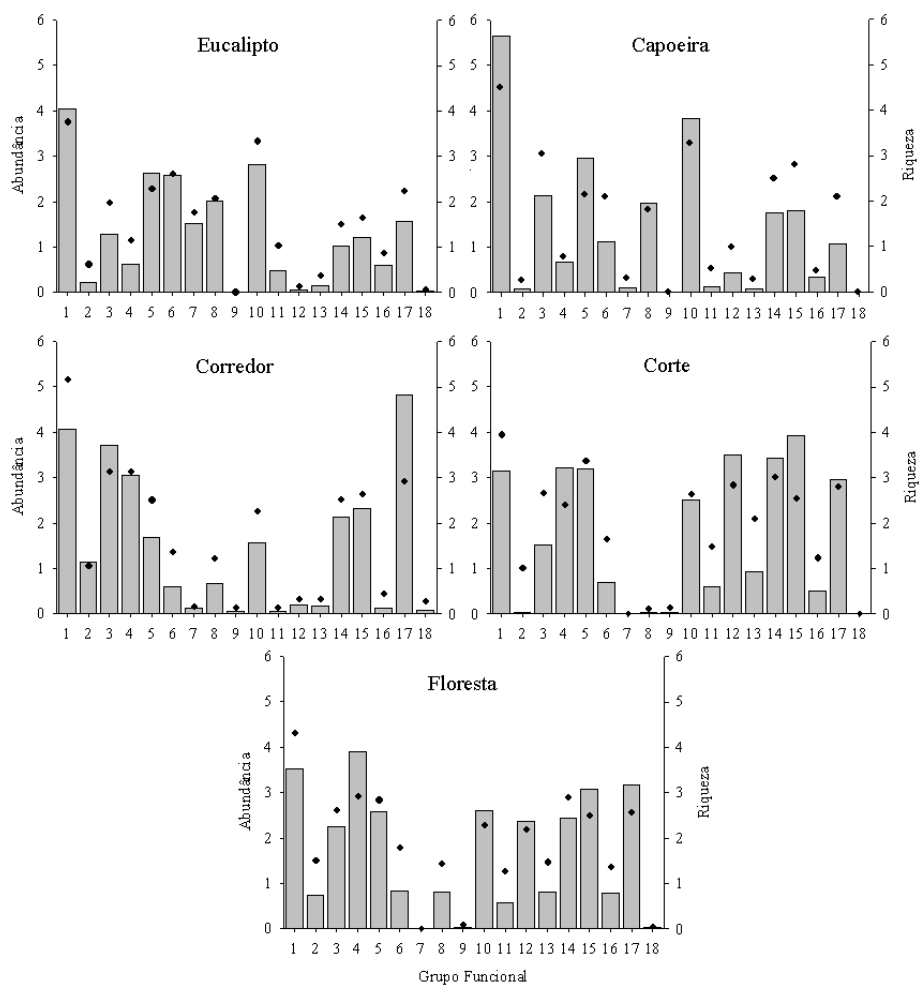


Figura 6 Valores estandardizados e transformados pela raiz quadrada de riqueza presente em cada grupo funcional (ponts) e abundância (barras) em cada uso de solo

Foram encontradas diferenças para a abundância dos grupos funcionais entre os usos de solo (Figura 7, Tabela 3; pseudo- $F_{4,104} = 10,520$, $p < 0,001$) e para riqueza dos grupos (Figura 7, Tabela 3; pseudo- $F_{4,104} = 8,924$, $p < 0,001$).

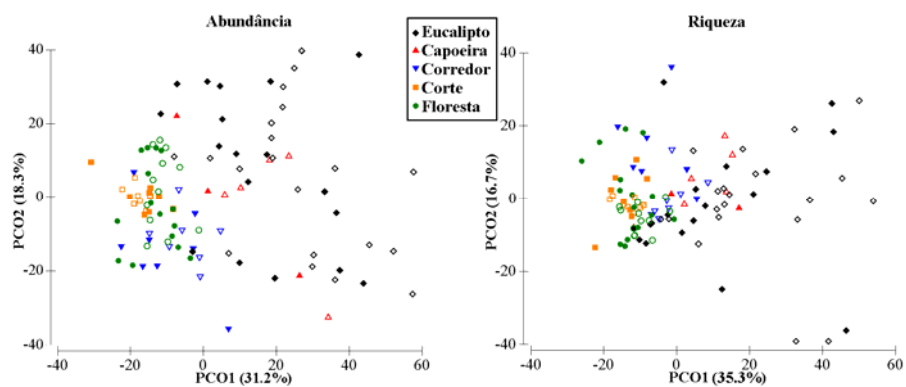


Figura 7 PCO, com base na distância de similaridade de Bray-Curtis, baseada na abundância e no número de espécies (riqueza) dentro dos grupos funcionais, nos diferentes usos de solo

Nota: Símbolos preenchidos representam 2009 e vazios 2010 para a região do Jari, PA, Brasil.

Tabela 3 Resultados do PERMANOVA comparando os valores de abundância e número de espécies dentro dos grupos funcionais entre os usos de solo

Abundância			Riqueza		
Usos de solo	t	p	Usos de solo	t	p
Eucalipto, Capoeira	1,099	0,311	Eucalipto, Capoeira	1,269	0,173
Eucalipto, Corredor	3,176	0,001*	Eucalipto, Corredor	2,559	0,001*
Eucalipto, Corte	3,678	0,001*	Eucalipto, Corte	3,465	0,001*
Eucalipto, Floresta	4,471	0,001*	Eucalipto, Floresta	4,378	0,001*
Capoeira, Corredor	2,532	0,002*	Capoeira, Corredor	1,623	0,037*
Capoeira, Corte	3,181	0,001*	Capoeira, Corte	2,508	0,001*
Capoeira, Floresta	2,893	0,001*	Capoeira, Floresta	2,537	0,001*
Corredor, Corte	4,028	0,001*	Corredor, Corte	3,633	0,001*
Corredor, Floresta	3,006	0,001*	Corredor, Floresta	3,012	0,001*
Corte, Floresta	1,925	0,003*	Corte, Floresta	1,622	0,024*

Nota: * ($p < 0,05$)

É possível observar que eucalipto é mais próximo de capoeira, enquanto capoeira é mais próximo da floresta, corredor da capoeira e floresta e corte entre si (Tabela 4). Em relação à riqueza eucalipto e capoeira são mais próximos de corredor, ao mesmo tempo em que corredor, corte e floresta são próximos entre si (Tabela 4).

Tabela 4 Valores de similaridade de Bray-Curtis, para riqueza e abundância das espécies dentro dos grupos funcionais entre os usos de solo para a região do Jari, PA, Brasil nos anos de 2009 e 2010

	Abundância				
	Eucalipto	Capoeira	Corredor	Corte	Floresta
Eucalipto	42.803				
Capoeira	47.357	55.194			
Corredor	41.799	51.213	68.101		
Corte	41.638	51.385	60.627	77.817	
Floresta	43.056	52.852	63.237	71.133	69.367
	Riqueza				
	Eucalipto	Capoeira	Corredor	Corte	Floresta
Eucalipto	52.975				
Capoeira	54.644	59.494			
Corredor	56.055	63.421	72.859		
Corte	54.277	61.364	69.054	82.754	
Floresta	55.586	62.532	70.742	78.425	77.174

Através do PERMDisp foi possível observar diferenças entre a distância dos centroides em relação à abundância (Tabela 5, $F_{4,109} = 40,297$, $p < 0,001$) e a riqueza em (Tabela 5, $F_{4,109} = 22,782$, $p = 0,003$).

Tabela 5 Resultado do PERMDisp para abundância e riqueza dentro dos grupos funcionais para a região do Jari, PA, Brasil nos anos de 2009 e 2010

Abundância			Riqueza		
Usos de solo	t	p	Usos de solo	t	p
Eucalipto, Capoeira	2,498	0,042*	Eucalipto, Capoeira	1,279	0,275
Eucalipto, Corredor	6,245	0,001*	Eucalipto, Corredor	4,219	0,001*
Eucalipto, Corte	8,762	0,001*	Eucalipto, Corte	6,361	0,001*
Eucalipto, Floresta	9,686	0,001*	Eucalipto, Floresta	7,461	0,001*
Capoeira, Corredor	2,223	0,056	Capoeira, Corredor	2,016	0,075
Capoeira, Corte	4,196	0,001*	Capoeira, Corte	3,659	0,006*
Capoeira, Floresta	3,342	0,003*	Capoeira, Floresta	3,619	0,003*
Corredor, Corte	2,969	0,012*	Corredor, Corte	2,997	0,007*
Corredor, Floresta	0,115	0,910	Corredor, Floresta	1,449	0,217
Corte, Floresta	4,114	0,002*	Corte, Floresta	2,419	0,032*

Nota: *($p < 0,05$).

6.4 Grupos funcionais como indicadores biológicos

Foram encontrados como indicadores de eucalipto os grupos funcionais 6 e 7, para capoeira o grupo funcional 8, para corredor os grupos 3 e 7, para corte os grupos 11, 12, 13, 14 e 15 e para floresta o grupo 4 (Tabela 6).

Tabela 6 Valores de indicação (IV) significativos para os grupos funcionais para a região do Jari, PA, Brasil nos anos de 2009 e 2010

Grupo	Uso de solo	IV	p
GF6	Eucalipto	48,7	0,0094
GF7	Eucalipto	38,8	0,0020
GF8	Capoeira	36,5	0,0158
GF3	Corredor	47,3	0,0124
GF17	Corredor	39,7	0,0052
GF11	Corte	27,2	0,0416
GF12	Corte	66,8	0,0002
GF13	Corte	38,5	0,0044
GF14	Corte	33,8	0,0228
GF15	Corte	43,1	0,0036
GF4	Floresta	43,6	0,0052

Nota: *($p < 0,05$).

7 DISCUSSÃO

7.1 Formação dos grupos funcionais

O grupo funcional com maior número de espécies foi o grupo funcional 1, que assim como encontrado na região central e sudeste do México, são pequenos, paracoprídeos, coprófagos e noturnos (BARRAGÁN et al., 2011). Com exceção de três representantes do gênero *Dichotomius* Hope, 1838, que apresentam biomassa elevada.

Os grupos funcionais 5 e 12 foram formados por uma combinação de atributos peculiar, são espécies necrófagas, porém empoleiradoras. Estas espécies provavelmente possuem a característica de nidificar em carcaça e se alimentar de fezes, uma vez que a isca disponibilizada no sub-bosque foi fezes. Ou ainda, devido à competição forrageiam em carcaça no solo e fezes no sub-bosque.

Os grupos foram formados por espécies tanto filogeneticamente próximas, quanto distantes. Existem dois motivos para isto ter ocorrido:

- a) Espécies filogeneticamente próximas podem conservar características de natureza ecológica, fisiológica e morfológica similares, de acordo com a conservação de nicho (KAPLAN; DENNO, 2007; WIENS et al., 2010);
- b) Espécies de diferentes gêneros podem apresentar uma convergência nos seus atributos, uma vez que estes são selecionados pelos filtros ambientais, possibilitando a proximidade das espécies em condições ambientais próximas (LEBRIJA-TREJOS et al., 2010; WEBB et al., 2010; WEIHER et al., 2011).

Desta forma, é possível observar que apesar de existir variabilidade de gêneros dentro dos grupos, há também um agrupamento parcial destes, fazendo com que haja tanto espécies próximas taxonomicamente, quanto ecologicamente, nos mesmos grupos funcionais. Esse padrão pode ser evidência de um sinal filogenético relativamente forte na formação de grupos funcionais de Scarabaeinae, indicando inércia filogenética na distribuição de caracteres.

A convergência entre os atributos das espécies às fazem explorar os recursos de forma bastante similar, intensificando a competição entre espécies próximas (FLORES; BELTRAN, 2000). Sendo a coexistência possível por pequenas variações na forma de exploração, heterogeneidade do hábitat, ou abundância de recurso (FLORES; BELTRAN, 2000; VIOLLE et al., 2011).

Além da competição intra e intergrupo funcional, a sensibilidade dos atributos nas espécies pode levar à permanência daquela espécie no ambiente, ou sua extinção local pelo insucesso, o que reduz o número de espécies redundantes, ou pelo menos à redução da variabilidade dos atributos (TURVEY; FRITZ, 2011). Logo, a perda de algumas espécies dentro de um grupo funcional, ou eventualmente o grupo funcional inteiro se dá pela sensibilidade dos atributos, e conseqüentemente das espécies frente às alterações ambientais (NAVARRETE; HALFFTER, 2008; BARRAGÁN et al., 2011).

Quanto à sensibilidade dos atributos, o período de atividade diurno seria o mais suscetíveis à dessecação, dificultando a permanência em áreas com menor cobertura florestal e a dispersão entre os sistemas (KRELL-WESTERWALBESLOH et al., 2004; LARSEN et al., 2008). Apesar de estes indivíduos serem fisiologicamente mais resistentes que os noturnos, a proteção da cobertura vegetal contra à exposição lhes permite maior sucesso e *fitness* em áreas florestadas, devido ao sombreamento e retenção da umidade (UHL; KAUFFMAN, 1990; PUTZ et al., 2001; FEER; PINCEBOURDE, 2005).

Devido à intensa competição na comunidade de Scarabaeinae causada pela efemeridade e imprevisibilidade do recurso, espera-se que os generalistas sejam menos sensíveis às mudanças de hábitat que os especialistas de dieta, pois os primeiros apresentam maior probabilidade de encontrar o recurso (GILL, 1991; SCHOLTZ et al. 2011).

Com a redução da complexidade do sub-bosque é provável que haja um declínio concomitante das espécies empoleiradoras, pois a disponibilidade de recurso acima do nível do solo seria reduzida, fazendo com que estas intensifiquem a competição interespecífica com as espécies especializadas em forrageamento no solo (LOUZADA, 1998).

Sabendo-se que os Scarabaeinae, se alimentam do líquido rico em microbiota do recurso e que os residentes geralmente exploram o recurso em períodos diferentes dos indivíduos com outras estratégias de alocação, estes são os mais suscetíveis à extinção local, pela necessidade de manutenção da umidade do recurso por períodos mais longos (HALFFTER; MATTHEWS, 1966; SCHOLTZ et al., 2011). Porém, Nichols et al. (*in press*) observaram que os escavadores eram os mais afetados, bem como estudos que avaliaram grupos funcionais (SLADE et al., 2007; BARRAGÁN et al., 2011).

Outro parâmetro que influencia a sensibilidade é o tamanho dos organismos, já que as espécies maiores são mais suscetíveis à extinção por necessitarem de mais recurso, menor prole e população, além de encontrarem mais facilmente barreiras durante seu voo, devido à alta carga na asa (DOUBE, 1990; CARDILLO et al., 2005; GARDNER et al., 2008; LARSEN et al., 2008).

7.2 Diversidade funcional

Ao contrário do esperado, os índices não apresentaram uma clara formação de gradiente em relação à intensificação da influência antrópica nos

ambientes. Porém, este fato pode estar relacionado com questões idiossincráticas dos impactos e da estrutura funcional destes.

Há indícios de que a composição de espécies de sistemas que mantenham a cobertura florestal original é mais próxima da floresta do que de sistemas que tenham sofrido supressão da vegetação, já que as espécies tolerantes à matriz não invadem as estruturas florestais na área de estudo (BARLOW et al., 2010). Por se tratar de um índice relacionado com a riqueza de espécies o RF formou dois grupos de usos de solo: (1) corredor, corte e floresta e (2) capoeira e eucalipto.

Biswas e Mallik (2010) verificaram maiores índices de riqueza funcional em áreas com distúrbios intermediários, neste estudo as áreas com maior RF foram as que não apresentaram retiradas da cobertura vegetal, o que as leva a ter maior resiliência e resistência frente aos impactos ambientais, por apresentarem uma distribuição mais homogênea dos atributos, logo maior redundância, levando a menor probabilidade de extinção das espécies (FONSECA; GANADE, 2001).

Slade et al (2011) reportaram que áreas que sofrem baixo regime de corte seletivo apresentam uma variação pequena na riqueza, abundância e biomassa de Scarabaeinae em relação à áreas não perturbadas. Segundo estes autores, mesmo áreas com maior impacto do corte seletivo, onde há redução na riqueza, ocorre manutenção da abundância e da biomassa destes besouros. Desta forma a perda de espécies pode ser compensada pela densidade das demais e assim mantendo as funções exercidas pelos Scarabaeinae, bem como sua estrutura funcional (MCGRADY-STEED; MORIN, 2000; SLADE et al., 2011).

Para corredores há uma forte relação entre riqueza de mamífero e comprimento do corredor, além de corredores largos, como os encontrados na área de estudo (c.a. 2 km), permitirem a manutenção de estrutura de dossel menos perturbada (LESS; PERES, 2008). Desta forma, é comum a utilização de

corredores bem conservados por Scarabaeinae, seja para forrageamento, seja para nidificação, fazendo com que a riqueza de espécies no corredor seja comparável à do corte e conseqüentemente da floresta (ARELLANO et al., 2008; BARLOW et al. 2010).

Por outro lado, as alterações realizadas para cultivo de Eucalipto fizeram com que as respostas da comunidade de Scarabaeinae fossem suficientemente altas para que este índice apontasse diferenças entre os sistemas que sofreram supressão da vegetação e os que mantiveram a cobertura original (SCHEFFLER, 2005; LOUZADA et al., 2010). Somada a isso, na área de estudo as áreas de capoeira e eucalipto apresentam uma parcela da comunidade de áreas de floresta primária (GARDNER et al., 2008b; LOUZADA et al., 2010).

Esperava-se que a capoeira fosse um sistema com intensidade de distúrbio entre os aqueles com cobertura original e com supressão, já que a subfamília Scarabaeinae apresenta capacidade de recolonizar rapidamente os ambientes modificados e este uso de solo representa um sistema de regeneração da cobertura florestal (ANDRESEN, 2003; QUINTERO; ROSLIN, 2005; BARLOW et al., 2007b). Porém o sua similaridade com eucalipto mostra que a estrutura funcional provavelmente não acompanha esta rápida recolonização, sendo assim, sua funcionalidade pode ser temporariamente reduzida pela ausência de espécies com atributos funcionais menos similares entre si.

A ausência de diferenças para EF pode ser explicada pela manutenção dos atributos, mesmo que haja redução nas espécies, já que este índice não está relacionado ao número de espécies. Portanto, os ambientes podem ser funcionalmente semelhantes, devido à manutenção dos atributos funcionais da comunidade, mesmo com a eventual simplificação da comunidade, ou mesmo devido à complementariedade entre os grupos funcionais (HOEHN et al., 2008).

Porém, Barragán et al. (2011) e Arthaud et al. (2011), trabalhando com áreas e taxa diferentes também não encontraram diferenças na EF. Então esta

ausência de reposta pode ter outra explicação, relacionada ao mecanismo de aumento de volume da assembleia (*volume-increasing assembly mechanism*), ou seja, o ganho ou perda de espécies pode gerar um aumento no volume ocupado por estas no espaço multidimensional dos atributos, sem que haja alterações nas distâncias relativas entre as espécies (MORENO et al., 2006). Isto pode levar o RF a apresentar resposta à degradação, enquanto EF permaneça inalterado (BARRAGÁN et al., 2011), provavelmente esta manutenção do índice seja mais comum com atributos categóricos, como a grande maioria neste trabalho.

Uma terceira hipótese não muito forte, devido aos resultados encontrados para RF, seria que a reestruturação do sub-bosque em eucaliptos e da vegetação em capoeiras faz com que as espécies florestais entrem nestas áreas, permitindo a recolonização e o trânsito de espécies com atributos presentes em estruturas florestais, porém com menor sensibilidade, uma vez que a permeabilidade da matriz interfere nestes movimentos (SPECTOR; AYZAMA, 2003; LAURANCE et al., 2007).

O padrão encontrado para DisF foi o mesmo que RF. Onde os sistemas com cobertura original da vegetação e que sofreram supressão formaram dois grupos diferentes. A perturbação gerada pelo corte pode conduzir ao aumento no número de espécies, sem que haja perda das originais, assim pode não ocorrer perda de atributos, fazendo com que o peso de cada atributo seja muito similar à floresta, ou seja, não ocorre um deslocamento significativo do centroide no espaço multidimensional (CONNELL, 1978; WILLOTT et al., 2001; LALIBERTÉ; LEGENRE, 2010).

Como já discutido anteriormente, os corredores da área de estudo apresentam um ambiente propício para a presença de mamíferos e uma estrutura de dossel preservada (LESS; PERES, 2008). Portanto, estas áreas com recurso disponível e microclima propício sofrem poucas alterações em relação às comunidades de florestas primárias, evitando que haja deslocamento do

centroide, ou fortes alterações nas proporções de abundância no espaço multidimensional dos atributos (HALFFTER; ARELLANO, 2002; LALIBERTÉ; LEGENRE, 2010).

Nas áreas onde ocorre uma perda significativa de espécies com certos atributos e valores altos de biomassa, levando ao deslocamento do centroide em relação à área preservada (SLADE et al., 2007; LALIBERTÉ; LEGENRE, 2010). Este cenário era esperado para áreas que sofreram supressão da vegetação, uma vez que os Scarabaeinae estão diretamente relacionados à cobertura vegetal e à presença de mamíferos (HALFFTER; ARELLANO, 2002; GARDNER et al., 2008b).

Sendo assim, pequenas perturbações podem não influenciar o funcionamento do ecossistema, permitindo que este se recupere após um distúrbio, ou até mesmo mantenha a provisão de serviços (SLADE et al., 2011). Portanto, análises de grupos chaves em funções ou serviços permitiriam aumentar a previsibilidade da resposta holística do sistema.

O índice de riqueza funcional pode ser um bom avaliador de resistência e resiliência, porém deficiente em relação à indicação de manutenção das funções ecológicas, já que se relaciona com a presença de espécies redundantes, mas não a redundância de atributos. Assim, é preciso avaliar estes índices e suas relações efetivas com as funções e a diversidade biológica em ambientes tropicais. Outro ponto a ser considerado é a questão da escolha dos atributos, pois desta forma será possível obter o atributo que realmente influencie de maneira significativa as funções alvo das análises.

Apesar de não ter sido encontrado um padrão de decréscimo gradual dos índices de diversidade funcional com o aumento do distúrbio como encontrado para Carabidae por Gerisch et al. (2012), foi possível inferir diferentes níveis de impacto antrópico sobre a paisagem local, assim como a natureza de cada um. O eucalipto e a capoeira apresentam os maiores níveis de degradação dentre os

usos de solo. O corredor e o corte apresentam uma manutenção da funcionalidade, provavelmente devido à preservação da estrutura florestal original.

7.3 Distribuição dos grupos funcionais

Tanto em relação ao número de indivíduos, quanto de espécies dentro dos grupos funcionais, houve agrupamento entre eucalipto e capoeira, enquanto ambos diferiram de todos os outros usos de solo. Este achado reforça a discussão no tópico anterior, de que há uma estrutura funcional diferente no sistema onde houve retirada total da cobertura vegetal original, quando comparado com aqueles que mantiverem.

Apesar da PERMANOVA ter apontado semelhança entre o eucalipto e a capoeira, é possível observar maior abundância dos grupos funcionais 1 e 7, na capoeira e eucalipto, respectivamente. Por se tratar de um sistema que sofre recolonização sem interferência antrópica constante e recuperação da cobertura vegetal, é possível que a capoeira consiga suportar espécies um pouco mais sensíveis à degradação, como as espécies de maior biomassa do grupo 1 (QUINTERO; ROSLIN, 2005). Isto faz com que este sistema apresente maior abundância deste grupo em relação a todos os demais.

A maior abundância do grupo 7 no eucalipto pode estar relacionada à ausência as espécies de maior biomassa no grupo funcional 1. Por se tratem de grupos com atributos muito próximos, a redução de competidores mais fortes (biomassa mais elevada) pode reduzir a competição intergrupo, aumentando assim a chance de crescimento populacional das espécies do grupo funcional 7 (FLORES; BELTRAN, 2000; CARROLL et al. 2011). Ao se comparar o corredor e o corte ao eucalipto é possível averiguar maior riqueza do grupo 7 no segundo. Este fato pode estar relacionado à sua baixa biomassa, somada ao seu

hábito noturno, sendo menos sensíveis às alterações (FEER; PINCEBOURDE, 2005).

Observa-se para capoeira e eucalipto a perda do grupo funcional 17, formado por espécies de biomassa alta, hábitos diurnos e escavadoras as quais, possivelmente o eucalipto não seria capaz de suportar, devido à exposição à dessecação (GARDNER et al. 2008b). Com este mesmo padrão de distribuição, o grupo 4 é majoritariamente escavador e possui a habilidade de empoleirar, necessitando então de ambientes que possuam uma estrutura de sub-bosque e dossel mais desenvolvidas, que sustentem estes atributos (HUERTA, et al., 2010).

Os grupos 12 e 13 necessitam de sub-bosque ou dossel mais desenvolvidos, pois se tratam de espécies empoleiradas, o que fez com que fossem tanto mais ricos, quanto abundante no corte e na floresta ao comparar com eucalipto, pois devido à estrutura de sub-bosque em ambientes com cobertura original estes besouros evitam a competição no solo (HUERTA, et al., 2010). O mesmo é observado para o grupo 4, o qual foi mais rico e abundante na floresta, em comparação ao eucalipto. Além de empoleirar, este grupo é formado por escavadores, tornando-os mais sensíveis a degradação (BARRAGÁN et al. 2011).

O grupo funcional 14 é formado por indivíduos residentes. Estes besouros normalmente possuem o hábito de utilizar o recurso diferente dos demais no espaço e no tempo, portanto eles teriam maior sucesso em ambientes com maior disponibilidade e menor efemeridade de recurso (HALFFTER; MATTHEWS, 1966; SCHOLTZ et al., 2011), como as áreas de corte e floresta neste estudo.

A maior riqueza do grupo funcional 6 em áreas de eucalipto e capoeira pode estar relacionado à presença de indivíduos de *Sulcophanaeus faunus* Fabricius, 1775 nas áreas com cobertura vegetal original, fazendo com que esta

espécie cause uma redução no número de espécies e indivíduos dentro do grupo funcional, devido à competição intragrupo, já que apresenta a biomassa muito maior que as demais do seu grupo (CARROLL et al. 2011).

O grupo funcional 8 foi mais abundante no eucalipto e na capoeira, quando comparado ao corredor. Este fato pode ser devido aos seus atributos que a tornam pouco sensível, como baixa biomassa, hábito noturno e incapacidade de empoleiramento (FEER; PINCEBOURDE, 2005). A dieta necrófaga deste grupo pode estar sendo suprida pela presença de carcaça de pequeno porte, como insetos, devido à presença destes em áreas degradadas (LOUZADA et al. 2010; SCHOLTZ et al. 2011).

A maior abundância e riqueza do grupo funcional 10 na capoeira pode estar relacionada ao fato de ser generalista com biomassa muito reduzida e hábito noturno em sua maioria, o que pode indicar uma recolonização por empoleiradores que necessitam de pouquíssimo recurso. Fazendo com que apresentem um crescimento populacional muito alto, por ausência de competição (NUMA et al. 2006). Porém ainda não sustentam uma guilda de empoleiradores como os sistemas de cobertura original, pois apresentam menor riqueza e abundância do grupo funcional 4 em relação à estes sistemas.

O grupo 17 foi mais rico e abundante em sistemas com cobertura original da vegetação em relação à capoeira, provavelmente por se tratarem de espécies diurnas e ter dois representantes com biomassa relativamente alta. Já em relação à maior abundância deste grupo no corredor, quando comparado à floresta e corte, provavelmente se dá pela presença de *Oxysternon festivum* Linnaeus, 1767 no corredor (observação pessoal), pois são organismos de biomassa alta, ou seja, necessitam de estrutura florestal menos impactada, porém apresentam atributos que o tornam menos sensíveis: não empoleiram e tem dieta generalista (NICHOLS et al., 2009).

É possível que haja uma convergência entre capoeira e corredor, no que diz respeito à composição funcional, pois o mesmo padrão, porém de forma reduzida, da presença de grupos de áreas degradadas e não degradadas, encontrada na capoeira, pode ser aplicado para explicação da maior riqueza e abundância do grupo funcional 1 no corredor em relação ao corte e floresta.

A maior abundância do grupo funcional 3 no corredor, em comparação com todos os sistemas de uso de solo, pode estar relacionado à presença tanto de espécies pequenas, quanto as de maior biomassa. Levando ainda a uma redução na presença de indivíduos do grupo funcional 10, pois se tratam de grupos funcionais muito próximos, podendo o grupo 3 ser prejudicado devido à competição com o representantes de maior biomassa do grupo 10 (TURVEY; FRITZ, 2011).

Há um aumento do grupo funcional 2 no corredor e uma redução do grupo 5, enquanto o contrário é observado para o corte. Porém o fato do grupo 2 ser generalista de dieta, enquanto o grupo 5 é especialista, pode indicar maior capacidade de manutenção de espécies sensíveis no corte. Porém a redução na abundância do grupo funcional 4 indica um distúrbio nestes ambientes, pois se trata de um grupo com esta característica de empoleiramento, o que os tornam sensíveis (LOUZADA, 1998).

Apesar de apresentarem a manutenção da cobertura original é possível que o corredor não sustente tantos empoleiradores quanto a floresta e o corte. Pois há uma redução na riqueza e abundância dos grupos 12 e 13, ambos empoleiradores. Além disso, é reforçada a hipótese de convergência entre capoeira e corredor, pois o mesmo padrão dos grupos citados é encontrado na capoeira e no eucalipto.

Tanto o grupo funcional 8, quanto o 12 são formados basicamente por espécies do gênero *Deltochilum* Eschscholtz, 1822. É provável que a abundância elevada do grupo 12 nas áreas de corte esteja levando à redução nos grupos 8. Ou

ao contrário, a maior abundância do grupo 12 seja explicada pela redução do grupo 8.

Os grupos 11 e 16 estão mais ausentes no corredor, em relação ao corte e floresta, isto pode ser devido ao primeiro apresentar alta biomassa, necessitando de bastante recurso e ambientes mais estáveis, dado seu ciclo de vida mais longo (DOUBE, 1990; LARSEN et al., 2008). Já o grupo 16 pode ser relacionado à sua estratégia residente para alocação de recurso, necessitando de menor efemeridade do recurso (SCHOLTZ et al. 2011).

É provável que o elevado número de residentes no corte seja uma resposta secundária à caça de mamíferos em áreas de floresta primária na região. Segundo Parry et al. (2007, 2009a) não há diferença significativa na presença de primatas entre áreas de floresta primária e secundária, porém os esforços de caça são concentrados onde não há atividade da empresa ou onde a vegetação não é densa como em florestas impactadas. Desta forma as áreas de corte poderiam apresentar mais recurso disponível, aumentando a comunidade dos residentes.

O PERMANOVA apontou para diferenças estatísticas entre os três grupos de formação florestal (corredor, corte e floresta), porém avaliando novamente o PCO após a análise PERMDisp, é possível inferir que separação do corte e floresta possa ser um ruído da dispersão interna dos usos. Pois o PERMDisp mostrou que as dispersões internas de corte e floresta são diferentes, logo é bastante provável que a dispersão interna maior da floresta tenha causado um ruído na PERMANOVA.

A maior dispersão dos pontos da floresta se dá pelas maiores variações do tipo de solo, já que é mais distribuída geograficamente ao longo da paisagem, tornando-a mais heterogênea que o corte, o qual apresenta a distribuição das suas áreas mais agrupada geograficamente (OSBERG et al., 1993; INWARD et al., 2011). Além disso, ambos os sistemas apresentam respostas muito similares

quando comparadas com os demais usos de solo e são os que apresentam maior similaridade entre si, tanto para abundância, quanto para riqueza.

É muito provável também que o corredor tenha uma resposta mais severa e diferenciada quando comparada sua estrutura funcional com o corte, pois apresenta maior similaridade com os sistemas de supressão da vegetação, além de respostas parecidas com a capoeira. Por ser um estágio de recuperação da cobertura vegetal, a capoeira pode apresentar ganho de grupos funcionais, concomitantemente à perda de grupos pelo corredor, levando à convergência entre corredor e capoeira.

Uma das causas que podem estar levando à convergência entre capoeira e corredor seria influência física da matriz no corredor, estes besouros são altamente influenciados pelos efeitos de borda (SPECTOR; AYZAMA, 2003). Segundo Ewers e Didham (2008) os efeitos de borda podem ter influencia sobre os besouros até mais de 1 km de distância. Já que os corredores apresentam em média 2 km de largura estes efeitos poderiam ser sentidos dentro no interior do corredor, além do mais seriam mais intensos próximos às margens (HARPER et al., 2005)

É possível que com a ausência de grupos próximos, e possivelmente complementares, haja uma explosão populacional, devido à menor presença de competidores, o que leva a uma alteração na composição das espécies (NUMA et al., 2006). Portanto, não necessariamente as funções exercidas por um grupo ausente deixam de serem executadas, estas podem ser compensadas pelo aumento na densidade de grupos complementares (MCGRADY-STEED; MORIN, 2000, SLADE et al., 2007).

De acordo com os resultados podemos inferir que há maior perda de função nos sistemas que sofreram supressão da vegetação, pois estes sistemas não sustentam espécies com grande importância nas funções, aquelas com biomassa elevada, as quais são responsáveis por maior porcentagem das funções

(SLADE et al., 2007, BRAGA, 2009). Além disso, observa-se que alguns atributos, como atividade diurna, biomassa elevada e principalmente capacidade de empoleirar, tornam as espécies mais sensíveis, devido à perda de abundância ou riqueza dentro dos grupos funcionais, alterando assim a taxa das funções ou a resistência e resiliência do ambiente, por perda de espécies redundantes (SCHMERA et al., 2012).

7.4 Grupos funcionais como indicadores biológicos

A indicação de eucalipto pelo grupo funcional 6 não era esperado, pois apresenta indivíduos com biomassa relativamente alta e diurnos, porém, pode ter sido por *Canthidium* sp. H. Pois o teste foi sensível ao seu aumento populacional nessa área, devido à ausência de competição com as espécies maiores e diurnas.

O grupo funcional 7 também foi indicador de eucalipto, apresenta biomassa baixa e são noturnos, portanto eram esperados neste ambiente. Sua baixa abundância e riqueza nos demais usos de solo podem indicar que estes organismos encontram condições propícias para sua permanência no eucalipto (SCHOLTZ et al., 2011). Seria interessante em trabalhos futuros avaliar a complementariedade e a influência efetiva dos grupos, com o intuito de averiguar a importância de grupos específicos de matriz na manutenção das funções ou até mesmo na recuperação das áreas degradadas.

O grupo funcional 8 indicou a capoeira, que é formado por espécies resistentes a dessecação e explorarem o recurso em horário de menor temperatura (FEER; PINCEBOURDE, 2005). Os besouros necrófagos podem estar se alimentando de carcaça de pequeno porte, como insetos, devido à presença destes em áreas degradadas (LOUZADA et al. 2010; SCHOLTZ et al. 2011). A presença deles pode se dar, ainda, pelo fato de serem bons

competidores, por serem roedores, porém este ambiente consegue suportar no geral apenas pequenos roedores.

O corredor apresentou o grupo funcional 3, um grupo com características de sensibilidade baixa, com exceção de duas espécies de *Dichotomius*, que apresentam biomassa relativamente grande. Talvez este ambiente consiga suportar espécies grandes, porém devido a menor heterogeneidade quando comparado à floresta a competição seja maior, fazendo com que os generalistas de dieta se sobressaiam.

A indicação do grupo funcional 17 reforça a hipótese de manutenção de espécies grandes pelo corredor, mesmo que estejam mais sujeitas à exposição à dessecação, porém, generalistas. Talvez mantidas por este ambiente apresentar proteção contra dessecação e retenção da umidade pela cobertura vegetal. Destaca-se neste grupo o *O. festivum* (observação pessoal), muito frequente e abundante no corredor.

Houve diversos grupos funcionais como indicadores para o corte, sendo o grupo 12o mais sensível com o maior valor de indicação, provavelmente pelo corte ter o estrato do sub-bosque mais desenvolvido, permitindo que estas espécies evitem a competição no solo. Os outros grupos em ordem decrescente de valor de indicação foram os grupos 15, 13, 14, e 11. É possível observar que o valor de indicação dos grupos, decresce com a sensibilidade dos grupos.

A questão do corte apresentar muito grupos funcionais como indicadores pode estar relacionada ao seu agrupamento no espaço geográfico, aumentando a probabilidade de ocorrência de grupos e espécies iguais entre as áreas (ARELLANO et al., 2008). Por exemplo, Dumbrell et al. (2008) observou um aumento da β -diversidade de borboletas com o aumento da distância. Ou ainda pode estar relacionado ao fato do aumento de algumas populações pela influência de um distúrbio intermediário sofrido no corte (CONNELL, 1978).

O grupo com maior fidelidade e especificidade para floresta foi o grupo funcional 4, provavelmente por todos apresentarem a capacidade de empoleirar, tornando-os sensíveis à degradação. Sendo assim sua alta ocorrência na floresta é devido à capacidade deste ambiente de sustentar espécies com estes atributos.

Apesar de os grupos funcionais terem efetivamente indicadores de uso de solo, é possível que uma forma mais precisa de avaliar a resposta seja por meio do uso direto dos atributos. Pois a resposta dos grupos está relacionada à capacidade do ecossistema de suportar as espécies de acordo com a sensibilidade dos seus atributos. Além disso, impediria que houvessem ruídos na interpretação devido às variações entre as espécies dentro dos grupos funcionais.

Foi possível observar que no eucalipto, capoeira e corredor nenhuma espécie indicadora foi de biomassa elevada, o que pode levar à perda ou redução de funções nestes ambientes, pois o tamanho das espécies está relacionado às diversas funções exercidas (SLADE et al., 2007; BRAGA, 2009). Além disso, o fato de não ter empoleiradoras pode indicar a perda de vertebrados arborícolas, ou redução na eficiência da ciclagem dos recursos disponíveis por estes animais.

O fato de endocoprídeos serem indicadores somente em floresta e corte pode estar relacionado à maior disponibilidade do recurso nestes ambientes. Seja por menor efemeridade, ou por ocorrência de manchas de recurso.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Gardner et al. (2008b) demonstraram os efeitos da plantação de Eucalipto e da floresta secundária (capoeira) no empobrecimento da fauna de Scarabaeinae para a área de estudo. Este trabalho demonstra que os sistemas com cobertura florestal original sustentam uma estrutura funcional diferente dos sistemas que sofreram supressão da vegetação, devido à perda de atributos mais sensíveis à degradação, ou pelo menos redução da variabilidade, por parte dos sistemas mais antropizados.

Sendo a biomassa um fator de extrema importância para a execução das funções destes besouros (SLADE et al., 2011), é possível que haja uma redução nas funções, pois o aumento do distúrbio implica na redução de biomassa da comunidade. Além disso, há uma redução na variabilidade dos atributos, intensificando a redução ou perda de funcionamento (SUDING et al., 2008).

Porém, como observado neste trabalho, a dominância de alguns grupos funcionais nos sistemas antropizados pode indicar que esteja ocorrendo uma compensação da perda de espécies grandes e com maior distribuição dos atributos, pela densidade de poucas espécies e grupos funcionais (MCGRADY-STEED; MORIN, 2000). Desta forma seria interessante avaliar em trabalhos futuros a influência da densidade dos grupos funcionais, ou dos atributos por si só, nas funções exercidas.

Apesar do corredor aparentemente representar um distúrbio mais intenso que o corte seletivo, na estrutura funcional dos Scarabaeinae, esse ambiente possui uma altíssima importância na paisagem (BARLOW et al., 2010). Permitindo o tráfego de organismos entre os sistemas florestais e preservando grupos de áreas degradadas e conservadas, mantendo assim maior diversidade de atributos e consequente a manutenção das propriedades funcionais da paisagem,

bem como a resistência e resiliência (JEANNERET et al., 2003; CASTELLÓN; SIEVING, 2006).

Ainda que o corte pareça ser o menor dos impactos avaliados, estes resultados devem ser avaliados com cuidado, pois Slade et al. (2011) chamam a atenção para respostas em longo prazo causadas por pequenas variações nas funções, como por exemplo, a alteração na estrutura da vegetação por pequenas variações na dispersão de sementes. Outras possíveis consequências negativas já são relatadas na literatura, como aumento em incêndios e alteração na estrutura funcional das árvores (COCHRANE; LAURANCE, 2002; BARALOTO et al., 2012).

Há a necessidade de avaliações em relação à recuperação do ponto de vista funcional em ambientes antropizados, pois é possível que a capoeira apresente um restabelecimento da sua estrutura funcional em longo prazo. Para que assim sejam aplicados manejos eficientes, relacionados à manutenção das funções e permitindo a utilização de recursos e serviços oferecidos pelo sistema.

Os estudos de diversidade funcional com Scarabaeinae precisam caminhar no sentido de definir os atributos que influenciam efetivamente nas funções exercidas por estes organismos e determinar valores de conservação baseados nestas métricas, somado ao peso agregado nos atributos pela abundância dos organismos e a redundância destes atributos (BLAUM et al., 2011).

9 CONCLUSÃO

Os grupos funcionais foram formados por espécies filogeneticamente e ecologicamente próximas e apresentaram variações internas entre as espécies, em relação aos atributos, possivelmente por desconhecimento da importância dos pesos dos atributos para o agrupamento das espécies.

Os índices de diversidade funcional se mostraram eficientes na avaliação dos usos de solo quanto à funcionalidade. Porém deve-se avaliá-los a partir da análise focada no contexto da paisagem e no histórico de uso da terra.

Aparentemente apesar de variações na estrutura funcional dos usos comparados, o corredor e o corte mantiveram o funcionamento semelhante à floresta. Enquanto que o eucalipto e a capoeira apresentaram reduções nos índices funcionais avaliados.

Corte e corredor apresentam respostas diferentes ao distúrbio, apesar de serem sistemas que mantiveram a cobertura florestal original. O corredor tende a apresentar uma resposta funcional mais próxima da capoeira.

Os sistemas se apresentaram com a seguinte ordem crescente de distúrbio: corte, corredor, capoeira e eucalipto. Sendo o corte e corredor muito próximos e possivelmente sem alterações na sua funcionalidade.

Foi possível observar que o decréscimo tanto no número de indivíduos, quanto em espécies dentro dos grupos funcionais com o aumento da interferência antrópica está relacionado à sensibilidade destes às modificações na vegetação. Sendo o atributo mais sensível à capacidade de empoleiramento.

Apesar da utilização dos grupos funcionais como indicadores dos usos de solo ter sido eficiente, os grupos mostraram a frequência nos usos de solo de acordo com sua sensibilidade e a capacidade do sistema de suportar estes

atributos. Logo, a variação dos atributos entre os sistemas pode representar uma forma ainda mais eficiente de avaliação.

REFERÊNCIAS

ADIS, J., et al. Vertical distribution and abundance of arthropods in the soil of a Neotropical secondary forest during the rainy season. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Oxon, v. 22, n. 4, p. 189-197. 1987.

AGUILAR-AMUCHASTEGUI, N. e HENEGBRY, G. M. Assessing sustainability indicators for tropical forests: Spatio-temporal heterogeneity, logging intensity, and dung beetle communities. **Forest Ecology and Management**, Amsterdã, v. 253, n. 1-3, p. 56-67. 2007.

ALMEIDA, S., et al. Subtle Land-Use Change and Tropical Biodiversity: Dung Beetle Communities in Cerrado Grasslands and Exotic Pastures. **Biotropica**, Somerset, v. 43, n. 6, p. 704-710. 2011

ALMEIDA, S. e LOUZADA, J. N. C. Estrutura da comunidade de Scarabaeinae (Scarabaeidae: Coleoptera) em fitofisionomias do Cerrado e sua importância para a conservação. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 38, n.1, p. 32-43. 2009.

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

ANDRESEN, E. Primary Seed Dispersal by Red Howler Monkeys and the Effect of Defecation Patterns on the Fate of Dispersed Seeds. **Biotropica**, Somerset, v. 34, n. 2, p. 261-272. 2002.

ANDRESEN, E. Seed Dispersal by Monkeys and the Fate of Dispersed Seeds in a Peruvian Rain Forest. **Biotropica**, Somerset, v. 31, n. 1, p. 145-158. 1999.

ANDUAGA, S. Escarabajos coprófagos (COLEOPTERA: SCARABAEOIDEA) asociados a hongos en la Sierra Madre Occidental, Durango, Mexico: con una compelación de las especies micetófagas. **Acta**

Zoológica Mexicana (nueva serie), Cidade do México, v. 80, n. 1, p. 119-130. 2000.

ARELLANO, L., et al. Response of dung beetle assemblages to landscape structure in remnant natural and modified habitats in southern Mexico. **Insect Conservation and Diversity**, Somerset, v. 1, n. 4. 2008.

ARTHAUD, F., et al. Eutrophication and drought disturbance shape functional diversity and life-history traits of aquatic plants in shallow lakes. **Aquatic Sciences**, Nova Iorque, v. 74, n. 3, p. 471-481. 2011.

AZEVEDO-RAMOS, C., et al. **Animais como indicadores: Uma ferramenta para acessar a integridade biológica apos a exploração madeireira em florestas tropicais?** Belém: Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazonia, 2006. p.

BALVANERA, P., et al. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. **Ecology Letters**, Somerset, v. 9, n. 10, p. 1146-1156. 2006.

BANG, H. S., et al. Effects of paracoprid dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) on the growth of pasture herbage and on the underlying soil. **Applied Soil Ecology**, Amsterdã, v. 29, n. 2, p. 165-171. 2005.

BARALOTO, C., et al. Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. **Journal of Applied Ecology**, Somerset, v. 49, n. 4, p. 861-870. 2012.

BARLOW, J., et al. Diversity and composition of fruit-feeding butterflies in tropical Eucalyptus plantations. **Biodiversity and Conservation**, Nova Iorque, v. 17, n. 5, p. 1089-1104. 2007a.

BARLOW, J., et al. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 104, n. 47, p. 18555-18560. 2007b.

BARLOW, J., et al. Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: a field test on Amazonian dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, Somerset, v. 47, n. 4, p. 779-788. 2010.

BARRAGÁN, F., et al. Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. **PloS one**, São Francisco, v. 6, n. 3, p. e17976. 2011.

BEAUNE, D., et al. Dung beetles are critical in preventing post-dispersal seed removal by rodents in Congo rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 28, n. 5, p. 507-510. 2012.

BELLWOOD, D. R., et al. Confronting the coral reef crisis. **Nature**, Londres, v. 429, n. 6994, p. 827-833. 2004.

BIHN, J. H., et al. Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. **Ecology**, Washington, v. 91, n. 3, p. 782-792. 2010.

BISWAS, S. R. e MALLIK, A. U. Disturbance effects on species diversity and functional diversity in riparian and upland plant communities. **Ecology**, Washington, v. 91, n. 1, p. 28-35. 2010.

BLAUM, N., et al. How functional is functional? Ecological groupings in terrestrial animal ecology: towards an animal functional type approach. **Biodiversity and Conservation**, Nova Iorque, v. 20, n. 11, p. 2333-2345. 2011.

BLONDEL, J. Guilds or functional groups: does it matter? **Oikos**, Somerset, v. 100, n. 2, p. 223-231. 2003.

BORDONI, E. **Partição temporal e uso de recursos alimentares por espécies de escarabeíneos em floresta Amazônica**. 2010. Dissertação. (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2010.

BRAGA, R. F. **Efeitos da alteração do uso do solo na Amazônia brasileira sobre serviços ecológicos proporcionados pelos Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae)**. 2009. Dissertação. (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

BRAGA, R. F., et al. Are Dung Beetles Driving Dung-Fly Abundance in Traditional Agricultural Areas in the Amazon? **Ecosystems**, Nova Iorque. 2012.

CADOTTE, M. W. The new diversity: management gains through insights into the functional diversity of communities. **Journal of Applied Ecology**, Somerset, v. 48, n. 5, p. 1067-1069. 2011.

CADOTTE, M. W., et al. Using phylogenetic, functional and trait diversity to understand patterns of plant community productivity. **PloS one**, São Francisco, v. 4, n. 5, p. e5695. 2009.

CARROLL, I. T., et al. Niche and fitness differences relate the maintenance of diversity to ecosystem function. **Ecology**, Washington, v. 95, n. 5, p. 1157-1165. 2011.

CARDILLO, M., et al. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. **Science**, Nova Iorque, v. 309, n. 5738, p. 1239-1241. 2005.

CASANOVES, F., et al. **Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos**. 1 ed Turrialba: CATIE, 2011. 118 p.

CASTELLÓN, T. D. e SIEVING, K. E. An Experimental Test of Matrix Permeability and Corridor Use by an Endemic Understory Bird. **Conservation Biology**, Somerset, v. 20, n. 1, p. 135-145. 2006.

COCHRANE, M. A. e LAURANCE, W. F. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 18, n. 3, p. 311-325. 2002.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, Nova Iorque, v. 199, n. 4335, p. 1302-1310. 1978.

COOK-PATTON, S. C. e BAUERLE, T. L. Potential benefits of plant diversity on vegetated roofs: A literature review. **Journal of environmental management**, Amsterdã, v. 106, n. 1, p. 85-92. 2012.

COSTA, F. R. C., et al. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understorey herbs in relation to topography, soil and watersheds. **Journal of Ecology**, Washington, v. 93, n. 5, p. 863-878. 2005.

COUTINHO, S. D. C. e PIRES, M. J. P. **Jari: um banco genético para o futuro**. 1 ed Rio de Janeiro: IMAGO, 1996. p.

DAVIS, A. J. Does Reduced-Impact Logging Help Preserve Biodiversity in Tropical Rainforests? A Case Study from Borneo using Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeoidea) as Indicators. **Environmental entomology**, Lanham, v. 29, n. 3, p. 467-475. 2000.

DAVIS, A. J. Perching behaviour in Bornean dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae). **The Coleopterists' Bulletin**, Arlington, v. 53, n. 4, p. 365-370. 1999.

DAVIS, A. J., et al. Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. **Journal of Applied Ecology**, Somerset, v. 38, n. 3, p. 593-616. 2001.

DE GROOT, R., et al. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In: KUMAR, PUSHPAM. Washington: Earthscan, 2010a. Cap. p.3-40.

DE GROOT, R. S. **Functions of nature : evaluation of nature in environmental planning, management and decision making**. Groninga: Wolters-Noordhoff, 1992. 315 p.

DE GROOT, R. S., et al. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, Amasterdã, v. 7, n. 3, p. 260-272. 2010b.

DOUBE, B. M. A functional classification for analysis of the structure of dung beetle assemblages. **Ecological Entomology**, Somerset, v. 15, n. 4, p. 371-383. 1990.

DUMBRELL, A. J., et al. Changes in species diversity following habitat disturbance are dependent on spatial scale: theoretical and empirical evidence. **Journal of Applied Ecology**, Somerset, v. 45, n. 5, p. 1531-1539. 2008.

EDMONDS, W. D. Comparative Skeletal Morphology, Systematics and Evolution of the Phanaeine Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeidae). **The University of Kansas Science Bulletin**, Kansas, v. 49, n. 11, p. 731-874. 1972.

EDWARDS, D. P., et al. Protecting degraded rainforests: enhancement of forest carbon stocks under REDD+. **Conservation Letters**, Somerset, v. 3, n. 5, p. 313-316. 2010.

EWERS, R. M. e DIDHAM, R. K. Pervasive impact of large-scale edge effectson a beetle community. **Proceddings of National Academic Science**, Washington. v. 105, n. 14.2008.

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

EVANS, D. M., et al. Funding nature conservation: who pays? **Animal Conservation**, Somerset, v. 15, n. 3, p. 215-216. 2012.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **The State of Food Insecurity in the World**. Quebec: FAO, 2006. 42 p.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **State of the World's Forests**. Quebec: FAO, 2011. 178 p.

FAVILA, M. E. e HALFFTER, G. The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. **Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)**, Cidade do México, v. 72, n. 1, p. 1-25. 1997.

FEARNSIDE, P. M. Amazon Forest maintenance as a source of environmental services. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 80, n. 1, p. 101-114. 2008.

FEARNSIDE, P. M. Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: risks, value and conservation. **Environmental conservation**, Cambridge, v. 26, n. 4, p. 305-321. 1999.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 113-123. 2005.

FEARNSIDE, P. M. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. **Ecological Economics**, Amsterdã, v. 20, n. 1, p. 53-70. 1997.

FEARNSIDE, P. M. e LEAL-FILHO, N. Soil and development in Amazonia: Lessons from the Biological Dynamics of Forest Fragments Project. In: BIERREGAARD, C. GASCON, LOVEJOY, T. E. and MESQUITA, R. Connecticut: Yale university Press, 2001. Cap. p.291-312.

FEER, F. e PINCEBOURDE, S. Diel flight activity and ecological segregation within an assemblage of tropical forest dung and carrion beetles. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 21, n. 1, p. 21-30. 2005.

FERNANDES, C. C., et al. Amazonian ecology: tributaries enhance the diversity of electric fishes. **Science**, Nova Iorque, v. 305, n. 5692, p. 1960-1962. 2004.

FERRI, M. G. **Vegetação Brasileira**. 1 ed Belo horizonte: Editora Itatiaia, 1980. 157 p.

FILGUEIRAS, B. K. C., et al. Habitat fragmentation alters the structure of dung beetle communities in the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Amsterdã, v. 144, n. 1, p. 362-369. 2011.

FINCHER, G. T. Nidification and reproduction of *Phanaeus* spp. in three textural classes of soil (Coleoptera: Scarabaiedae). **The Coleopterists' Bulletin**, Arlington, v. 27, n. 1, p. 33-37. 1973.

FISHER, B., et al. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, Amsterdã, v. 68, n. 3, p. 643-653. 2009.

FLORES, J. C. e BELTRAN, R. Gause's exclusion principle revisited: artificial modified species and competition. **Journal of Physics A: Mathematical and General**, Bristol, v. 33, n. 27, p. 4877-4882. 2000.

FLYNN, D. F. B., et al. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology Letters**, Somerset, v. 12, n. 1, p. 22-33. 2009.

FONSECA, C. R. e GANADE, G. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. **Journal of Ecology**, Washington, v. 89, n. 1, p. 118-125. 2001.

FORTI, L. C., et al. Predatory Behavior of *Canthon virens* (Coleoptera: Scarabaeidae): A Predator of Leafcutter Ants. **Psyche**, Nasr City, v. 2012, n. 1, p. 1-5. 2012.

GARDNER, T. **Monitoring Forest Biodiversity: Improving Conservation Through Ecologically Responsible Management**. 1 ed Oxon: Earthscan, 2010. 360 p.

GARDNER, T. A., et al. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. **Ecology Letters**, Somerset, v. 11, n. 2, p. 139-150. 2008a.

GARDNER, T. A., et al. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, Somerset, v. 12, n. 6, p. 561-582. 2009.

GARDNER, T. A., et al. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, Somerset, v. 45, n. 3, p. 883-893. 2008b.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; SODHI, N. S.; PERES, C. A. A multi-region assessment of tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Biological Conservation**, Amsterdã, v. 143, n. 10, p. 2293-2300. 2010.

GERISCH, M., et al. More species, but all do the same: contrasting effects of flood disturbance on ground beetle functional and species diversity. **Oikos**, Somerset, v. 121, n. 4, p. 508-515. 2012.

GILL, B. D. Dung beetles in tropical American forests. In: HANSKI, ILKKA and CAMBEFORT, YVES (Org.). **Dung Beetle Ecology**. Nova Jersey: Princeton University Press, 1991. Cap. 12, p.211-229.

GIRALDO, C., et al. The adoption of silvopastoral systems promotes the recovery of ecological processes regulated by dung beetles in the Colombian Andes. **Insect Conservation and Diversity**, Somerset, v. 4, n. 2, p. 115-122. 2011.

GITAY, H. e NOBLE, I. R. What are functional types and how should we seek them? In: SMITH, T M, SHUGART, H H and WOODWARD, F I (Org.). **Plant Functional Types. Their Relavance to Ecosystem Properties and Global Change**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. Cap. 1, p.3-19.

GREISSING, A. The Jari Project Managed By The Orsa Group: Corporate Social Responsibility Applied To The Amazon Context. **Sustentabilidade em debate**, Brasília, v. 3, n. 1, p. 57-74. 2012

GRIME, J. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. **Journal of Ecology**, Washington, v. 86, n. 6, p. 902-910. 1998.

HALFFTER, G. e ARELLANO, L. Response of Dung Beetle Diversity to Human-induced Changes in a Tropical Landscape1. **Biotropica**, Somerset, v. 34, n. 1, p. 144-154. 2002.

HALFFTER, G. e EDMONDS, W. D. **The Nesting Behavior of Dung Beetles (Scarabaeinae). An Ecological and Evolutive Approach**. 1 ed Veracruz: Instituto de Ecología, 1982. 176 p.

HALFFTER, G. e MATTHEW, E. G. The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae. **Folia Entomologica Mexicana**, Cidade do México, v. 12-14, n. 1, p. 1-312. 1966.

HANSKI, I. e CAMBEFORT, Y. **Dung beetle ecology**. Nova Jersey: Princeton University Press, 1991. p.

HARPER, K. A., et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, Somerset, v. 19, n. 3, p. 768-782. 2005.

HAWES, J., et al. Diversity and composition of Amazonian moths in primary, secondary and plantation forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 25, n. 3, p. 281-300. 2009.

HERNÁNDEZ, M. I. M. The night and day of dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) in the Serra do Japi, Brazil: elytra colour related to daily activity. **Revista Brasileira de Entomologia**, Curitiba, v. 46, n. 4, p. 597-600. 2002.

HOEHN, P., et al. Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, Londres, v. 275, n. 1648, p. 2283-2291. 2008.

HOOPER, D. U., et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, Washington, v. 75, n. 1, p. 3-35. 2005.

HOWDEN, H. F. e NEALIS, V. G. Observations on Height of perching in some tropical dung beetles (Scarabaeidae). **Biotropica**, Somerset, v. 10, n. 1, p. 43-46. 1978.

HOWDEN, H. F. e YOUNG, O. P. Panamanian Scarabaeinae: taxonomy, distribution, and habits Coleoptera, Scarabaeidae. **Contributions of the American Entomological Institute**, Gainesville, v. 18, n. 1, p. 1-29. 1981.

HUBBELL, S. P., et al. How many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 105, n. Supplement 1, p. 11498-11504. 2008.

HUERTA, C., et al. Use of Food and Space by Tunneler Dung Beetles (Coleoptera; Scarabaeinae) During Reproduction. **Environmental Entomology**, Lanham, v. 39, n. 4, p. 1165-1169. 2010

INPE - Instituto nacional de pesquisas espaciais. **Projeto PRODES: Monitoramento da Floresta Amazônica brasileira por satélite**. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php>>. Acesso em: 22 ago. 2012.

INWARD, D. J. G., et al. Local and regional ecological morphology of dung beetle assemblages across four biogeographic regions. **Journal of Biogeography**, Somerset, v. 38, n. 9, p. 1668-1682. 2011.

IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. **An Analysis of Mammals on the 2008 IUCN Red List**. Disponível em: <www.iucnredlist.org/mammals>. Acesso em: 9 jul. 2011.

JEANNERET, P., et al. Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. **Landscape ecology**, Nova Iorque, v. 18, n. 3, p. 253-263. 2003.

KAPLAN, I. e DENNO, R. F. Interspecific interactions in phytophagous insects revisited: a quantitative assessment of competition theory. **Ecology Letters**, Somerset, v. 10, n. 10, p. 977-994. 2007.

KIRK, A. A. Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) active in patchy forest and pasture habitats in Santa Cruz Province, Bolivia, during spring. **Folia Entomologica Mexicana**, Cidade do México, v. 84, n. 1, p. 45-54. 1992.

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

KRELL-WESTERWALBESLOH, S., et al. Diel separation of Afrotropical dung beetle guilds—avoiding competition and neglecting resources (Coleoptera: Scarabaeoidea). **Journal of Natural History**, Oxon, v. 38, n. 17, p. 2225-2249. 2004.

LALIBERTÉ, E. e LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, Washington, v. 91, n. 1, p. 299-305. 2010.

LARSEN, T. H.. **Scarabaeinae dung beetles**. Disponível em:
<<http://scarabaeinae.lifedesks.org/>>. Acesso em: 15 jul. 2012.

LARSEN, T. H., et al. Understanding trait-dependent community disassembly: dung beetles, density functions, and forest fragmentation. **Conservation Biology**, Somerset, v. 22, n. 5, p. 1288-1298. 2008.

LARSEN, T. H., et al. Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. **Ecology Letters**, Somerset, v. 8, n. 5, p. 538-547. 2005.

LAURANCE, W. F., et al. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **PloS one**, São Francisco, v. 2, n. 10, p. e1017. 2007.

LAWSON, C. R., et al. Dung Beetles Reduce Clustering of Tropical Tree Seedlings. **Biotropica**, Somerset, v. 44, n. 3, p. 271-275. 2012.

LEBRIJA-TREJOS, E., et al. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. **Ecology**, Washington, v. 91, n. 2, p. 386-398. 2010.

LESS, A. C. e PERES, C. Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of Varying Quality for Amazonian Birds and Mammals. **Conservation Biology**, Amsterdã, v. 22, n. 2, p. 439-449. 2008

LOREAU, M. Does functional redundancy exist? **Oikos**, Somerset, v. 104, n. 3, p. 606-611. 2004.

LOREAU, M. Linking biodiversity and ecosystems: towards a unifying ecological theory. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, Londres, v. 365, n. 1537, p. 49-60. 2010.

LOUZADA, J. Scarabaeidae (Coleoptera - Scarabaeidae) detritívoros em ecossistemas tropicais: diversidade e serviços ambientais. In: MOREIRA, F M S, SIQUEIRA, J O and BRUSAARD, L (Org.). **Biodiversidade de solos em ecossistemas brasileiros**. Lavras: Editora UFLA, 2008. Cap. p.299-322.

LOUZADA, J., et al. A multi-taxa assessment of nestedness patterns across a multiple-use Amazonian forest landscape. **Biological Conservation**, Amsterdã, v. 143, n. 5, p. 1102-1109. 2010.

LOUZADA, J. N. C. Considerations on the perching behavior of tropical dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, Curitiba, v. 21, n. 2-4, p. 125-128. 1998.

MALHI, Y., et al. Comprehensive assessment of carbon productivity, allocation and storage in three Amazonian forests. **Global Change Biology**, Somerset, v. 15, n. 5, p. 1255-1274. 2009.

MCGEOCH, M. A., et al. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. **Journal of Applied Ecology**, Somerset, v. 39, n. 4, p. 661-672. 2002.

MCGILL, B. J., et al. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdã, v. 21, n. 4, p. 178-185. 2006.

MCGRADY-STEED, J. e MORIN, P. J. Biodiversity, density compensation, and the dynamics of populations and functional groups. **Ecology**, Washington, v. 81, n. 2, p. 361-373. 2000.

MONTES-DE-OCA, T. E. e HALFFTER, G. Daily and seasonal activities of a guild of the coprophagous, burrowing beetle (Coleoptera Scarabaeidae Scarabaeinae) in tropical grassland. **Tropical Zoology**, Oxon, v. 8, n. 1, p. 159-180. 1995.

MOONEY, H. A., et al. The millennium ecosystem assessment: what is it all about? **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdã, v. 19, n. 5, p. 221-224. 2004.

MORENO, C. E., et al. Morphological assembly mechanisms in Neotropical bat assemblages and ensembles within a landscape. **Oecologia**, Nova Iorque, v. 149, n. 1, p. 133-140. 2006.

NAVARRETE, D.; HALFFTER, G. Dung beetle (Coleoptera : Scarabaeidae : Scarabaeinae) diversity in continuous forest, forest fragments and cattle pastures

in a landscape of Chiapas, Mexico: the effects of anthropogenic changes. **Biodiversity and Conservation**, Nova Iorque, v. 17, n. 12, p. 2869-2898. 2008.

NICHOLS, E., et al. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation**, Amsterdã, v. 137, n. 1, p. 1-19. 2007.

NICHOLS, E., et al. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**, Amsterdã, v. 141, n. 6, p. 1461-1474. 2008.

NICHOLS, E., et al. Co-declining mammals and dung beetles: an impending ecological cascade. **Oikos**, Somerset, v. 118, n. 4, p. 481-487. 2009.

NICHOLS, E., et al. Trait-dependent response of dung beetle populations to tropical forest conversion at local and regional scales. **Ecology**, Washington. *in press*.

OLIVEIRA, L. L., et al. Mapas dos parâmetros climatológicos do Estado do Pará: umidade, temperatura e insolação, médias anuais. **Anais do XIII Congresso Brasileiro de Meteorologia**, Fortaleza, v. 13, n. 1, p. 7. 2004.

OSBERG, D. C., et al. Habitat specificity in African dung beetles: the effect of soil type on dung burial by two species of ball-rolling dung beetles (Coleoptera Scarabaeidae). **Tropical Zoology**, Oxon, v. 6, n. 2, p. 243-251. 1993.

PARRY, L., et al. Allocation of hunting effort by Amazonian smallholders: Implications for conserving wildlife in mixed-use landscapes. **Biological Conservation**, Amsterdã, v. 142, n. 8, p. 1777-1786. 2009a.

PARRY, L., et al. Hunting for sustainability in tropical secondary forests. **Conservation Biology**, Somerset, v. 23, n. 5, p. 1270-1280. 2009b.

PARRY, L., et al. Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 23, n. 6, p. 653-662. 2007.

- PETERSON, G., et al. Ecological resilience, biodiversity, and scale. **Ecosystems**, Nova Iorque, v. 6, n. 1, p. 6-18. 1998.
- PIRES, J. M. Tipos de vegetação da Amazônia. **Publicação Avulsa Museu Paraense Emílio Goeldi**, Belém, v. 20, n. 1, p. 179-202. 1973.
- PLA, L., et al. Functional Diversity indices. In: PLA, LAURA, CASANOVES, FERNANDO and DI RIENZO, JULIO (Org.). **Quantifying Functional Biodiversity**. Nova Iorque: Springer, 2012. Cap. 3, p.27-51.
- PUTZ, F. E., et al. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. **Conservation Biology**, Somerset, v. 15, n. 1, p. 7-20. 2001.
- QUINTERO, I. e ROSLIN, T. Rapid recovery of dung beetle communities following habitat fragmentation in Central Amazonia. **Ecology**, Washington, v. 86, n. 12, p. 3303-3311. 2005.
- RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. 2 ed Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições Ltda, 1997. 747 p.
- SCHEFFLER, P. Y. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) diversity and community structure across three disturbance regimes in eastern Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 21, n. 1, p. 9-19. 2005.
- SCHMERA, D., et al. Does functional redundancy of communities provide insurance against human disturbances? An analysis using regional-scale stream invertebrate data. **Hydrobiologia**, Nova Iorque, v. 693, n. 1, p. 183-194. 2012.
- SCHOLTZ, C., et al. **Evolutionary Biology and Conservation of Dung Beetles**. 1 ed Sofia: Pensoft Publisher, 2011. 566 p.
- SCHWARTZ, M. W., et al. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. **Oecologia**, Nova Iorque, v. 122, n. 3, p. 297-305. 2000.
- SHAHABUDDIN, et al. Diversity and body size of dung beetles attracted to different dung types along a tropical land-use gradient in Sulawesi, Indonesia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 26, n. 1, p. 53-65. 2010.

SIVICEK, V. A. e TAFT, J. B. Functional Group Density as an index for assessing habitat quality in tallgrass prairie. **Ecological Indicators**, Amsterdã, v. 11, n. 5, p. 1251-1258. 2011.

SLADE, E. M., et al. Biodiversity and ecosystem function of tropical forest dung beetles under contrasting logging regimes. **Biological Conservation**, Amsterdã, v. 144, n. 1, p. 166-174. 2011.

SLADE, E. M., et al. Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. **The Journal of animal ecology**, Somerset, v. 76, n. 6, p. 1094-1104. 2007.

SPECTOR, S. e AYZAMA, S. Rapid Turnover and Edge Effects in Dung Beetle Assemblages (Scarabaeidae) at a Bolivian Neotropical Forest-Savanna Ecotone. **Biotropica**, Somerset, v. 35, n. 3, p. 394-404. 2003.

STONE, A. I., et al. Non-volant mammalian diversity in fragments in extreme eastern Amazonia. **Biodiversity and Conservation**, Nova Iorque, v. 18, n. 6, p. 1685-1194. 2009.

SUDING, K. N., et al. Scaling environmental change through the community-level: a trait-based response-and-effect framework for plants. **Global Change Biology**, Somerset, v. 14, n. 5, p. 1125-1140. 2008.

TANAKA, Y. e MANO, H. Functional traits of herbivores and food chain efficiency in a simple aquatic community model. **Ecological Modelling**, Amsterdã, v. 237-238, n. 1, p. 88-100. 2012.

TILMAN, D. Functional Diversity. In: LEVIN, SIMON A. **Encyclopedia of biodiversity**. 3. 2 ed. Nova Jersey: Academic Press, 2001. p. 109-120.

TILMAN, D., et al. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, Nova Iorque, v. 277, n. 5330, p. 1300-1302. 1997.

TUOMISTO, H., et al. Dissecting amazonian biodiversity. **Science**, Nova Iorque, v. 269, n. 5250, p. 63-66. 1995.

TURVEY, S. T. e FRITZ, S. A. The ghosts of mammals past: biological and geographical patterns of global mammalian extinction across the Holocene. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, Londres, v. 366, n. 1577, p. 2564-2576. 2011.

UHL, C. e KAUFFMAN, J. B. Deforestation effects on fire susceptibility and the potential response of tree species to fire in the rain forest of the eastern. **Ecology**, Washington, v. 71, n. 2, p. 437-449. 1990.

VAZ-DE-MELLO, F. Z. Estado actual de conhecimento dos Scarabaeidae s. str.(Coleoptera: Scarabaeoidea) do Brasil. In: MARTINPIERA, F., MORRONE, J. J. and MELIC, A. Zaragoza: m3m: Monografias Tercer Milenio, 2000. Cap. p.183-195.

VAZ-DE-MELLO, F. Z. Revision and phylogeny of the dung beetle genus *Zonocopris* Arrow 1932 (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae), a phoretic of land snails. **Annales de la Société entomologique de France**, Paris, v. 43, n. 2, p. 231-239. 2007.

VAZ-DE-MELLO, F. Z., et al. A multilingual key to the genera and subgenera of the subfamily Scarabaeinae of the New World (Coleoptera: Scarabaeidae). **Zootaxa**, Auckland. v. 2854, n. 1, p. 1-73. 2011.

VAZ-DE-MELLO, F. Z. e LOUZADA, J. N. C. Considerações sobre forrageio arbóreo por Scarabaeidae (Coleoptera, Scarabaeoidea) e dados sobre sua ocorrência em floresta tropical do Brasil. **Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)**, Cidade do México, v. 72, n. 1, p. 55-61. 1997.

VILLÉGER, S., et al. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, Washington, v. 89, n. 8, p. 2290-2301. 2008.

VIOLLE, C., et al. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, Somerset, v. 116, n. 5, p. 882-892. 2007.

VIOLLE, C., et al. Phylogenetic limiting similarity and competitive exclusion. **Ecology Letters**, Somerset, v. 14, n. 8, p. 782-787. 2011.

VULINEC, K. Dung Beetle Communities and Seed Dispersal in Primary Forest and Disturbed Land in Amazonia. **Biotropica**, Somerset, v. 34, n. 2, p. 297-309. 2002.

VULINEC, K., et al. Primate and dung beetle communities in secondary growth rain forests: implications for conservation of seed dispersal systems. **International journal of primatology**, Nova Iorque, v. 27, n. 3, p. 855-879. 2006.

WANG, S., et al. Impact of socioeconomic development on ecosystem services and its conservation strategies: a case study of Shandong Province, China. **Environmental monitoring and assessment**, Nova Iorque, v. 184, n. 5, p. 3213-3229. 2012.

WEBB, C. T., et al. A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. **Ecology Letters**, Somerset, v. 13, n. 3, p. 267-283. 2010.

WEIHER, E., et al. Advances, challenges and a developing synthesis of ecological community assembly theory. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, Londres, v. 366, n. 1576, p. 2403-2413. 2011.

WIENS, J. J., et al. Niche conservatism as an emerging principle in ecology and conservation biology. **Ecology Letters**, Somerset, v. 13, n. 10, p. 1310-1324. 2010.

WILLOTT, S., et al. Effects of selective logging on the butterflies of a Bornean rainforest. **Conservation Biology**, Somerset, v. 14, n. 4, p. 1055-1065. 2001.

WINFREE, R. e KREMEN, C. Are ecosystem services stabilized by differences among species? A test using crop pollination. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, Londre, v. 276, n. 1655, p. 229-237. 2009.

YELENIK, S. G., et al. Functional Group Identity Does not Predict Invader Impacts: Differential Effects of Nitrogen-fixing Exotic Plants on Ecosystem Function. **Biological Invasions**, Nova Iorque, v. 9, n. 2, p. 117-125. 2006.

ANEXOS

ANEXO A - Dendograma

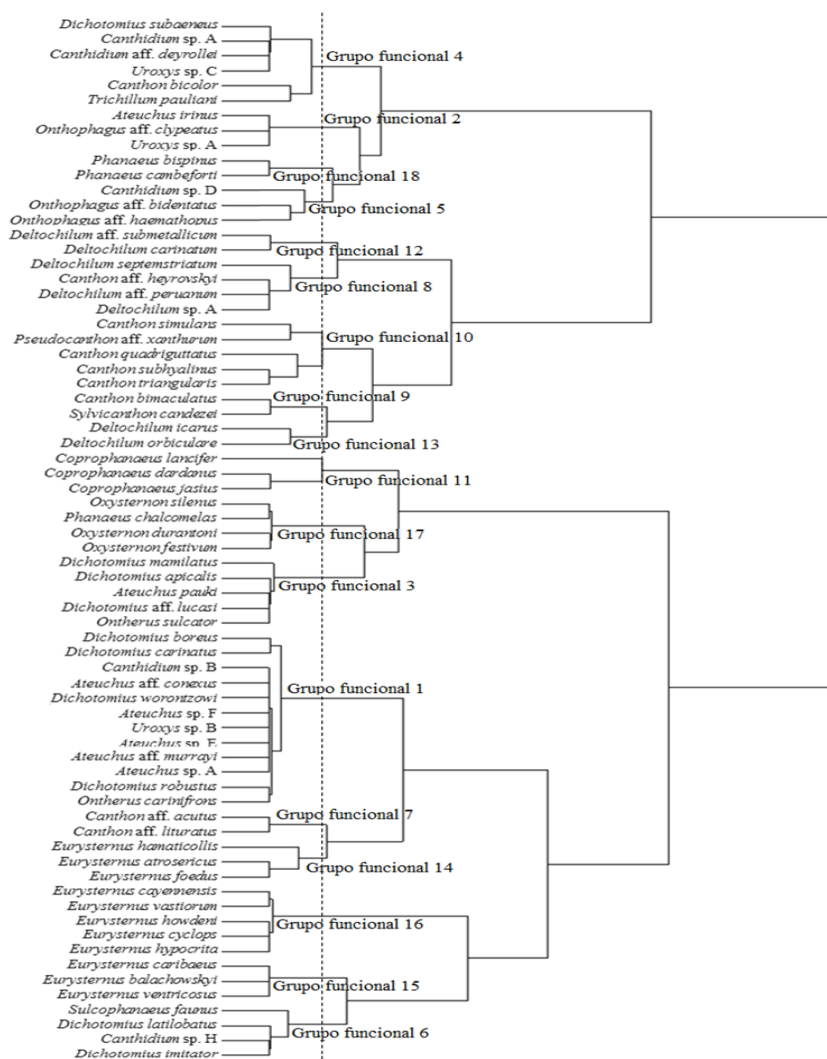


Figura 8 Dendograma com formação dos grupos funcionais considerados no ponto de corte de 0,5 da distância de Ward (linha pontilhada)

Nota: O comprimento dos ramos foi usado para analisar a diversidade funcional de Scarabaeinae na área de estudo.

ANEXO B - TABELA

Tabela 7 Espécies distribuídas em seus respectivos grupos funcionais para a região do Jari, PA, Brasil nos anos de 2009 e 2010

	Ativ	Dieta	Emp	Aloc	Biomassa
GRUPO FUNCIONAL 1	No	Co	N	P	(0,1164)
<i>Ateuchus</i> aff. <i>conexus</i>	No	Co	N	P	0,0198
<i>Ateuchus</i> aff. <i>murrayi</i>	No	Co	N	P	0,0065
<i>Ateuchus</i> sp. A	No	Co	N	P	0,0073
<i>Ateuchus</i> sp. E	-	Co	N	P	0,0080
<i>Ateuchus</i> sp. F	-	Co	N	P	0,0010
<i>Canthidium</i> sp. B	No	Co	N	P	0,0278
<i>Dichotomius boreus</i>	No	Co	N	P	0,6393
<i>Dichotomius carinatus</i>	No	Co	N	P	0,4479
<i>Dichotomius robustus</i>	No	Co	N	P	0,1460
<i>Dichotomius worontzowi</i>	No	Co	N	P	0,0158
<i>Ontherus carinifrons</i>	No	Co	N	P	0,0762
<i>Uroxy</i> sp. B	No	Co	-	P	0,0011
GRUPO FUNCIONAL 2	No	G	S	P	(0,0121)
<i>Ateuchus irinus</i>	No	G	S	P	0,0177
<i>Onthophagus</i> aff. <i>clypeatus</i>	-	G	S	P	0,0111
<i>Uroxy</i> sp. A	-	G	S	P	0,0074
GRUPO FUNCIONAL 3	No	G	N	P	(0,1380)
<i>Ateuchus pauki</i>	No	G	N	P	0,0134
<i>Dichotomius</i> aff. <i>lucasi</i>	No	G	N	P	0,0407
<i>Dichotomius apicalis</i>	No	G	N	P	0,1297
<i>Dichotomius mamillatus</i>	No	G	N	P	0,4531
<i>Ontherus sulcator</i>	No	G	N	P	0,0528

“Tabela 7, continua”

	Ativ	Dieta	Emp	Aloc	Biomassa
GRUPO FUNCIONAL 4	No	Co	S	P/T/E	(0,0339)
<i>Canthidium</i> aff. <i>deyrollei</i>	No	Co	S	P	0,0127
<i>Canthidium</i> sp. A	No	Co	S	P	0,0214
<i>Canthon</i> <i>bicolor</i>	No	Co	S	T	0,0184
<i>Dichotomius</i> <i>subaeneus</i>	No	Co	S	P	0,1215
<i>Trichillum</i> <i>pauliani</i>	No	Co	S	E	0,0205
<i>Uroxys</i> sp. C	No	Co	S	P	0,0086
GRUPO FUNCIONAL 6	Di	Co	N	P	(0,5830)
<i>Canthidium</i> sp. H	Di	Co	N	P	0,0285
<i>Dichotomius</i> <i>imitator</i>	Di	Co	N	P	0,1167
<i>Dichotomius</i> <i>latilobatus</i>	Di	Co	N	P	0,2568
<i>Sulcophanaeus</i> <i>faunus</i>	Di	Co	N	P	1,9300
GRUPO FUNCIONAL 7	No	Co	N	T	(0,0653)
<i>Canthon</i> aff. <i>acutus</i>	No	Co	N	T	0,0622
<i>Canthon</i> aff. <i>lituratus</i>	No	Co	N	T	0,0684
GRUPO FUNCIONAL 8	No/Cr	Ne	N	T	(0,0656)
<i>Canthon</i> aff. <i>heyrovskyi</i>	No	Ne	N	T	0,1234
<i>Deltochilum</i> aff. <i>peruanum</i>	No	Ne	N	T	0,0430
<i>Deltochilum</i> <i>septemstriatum</i>	Cr	Ne	N	T	0,0285
<i>Deltochilum</i> sp. A	-	Ne	N	T	0,0674
GRUPO FUNCIONAL 9	Di	Co	S	T	(0,1145)
<i>Canthon</i> <i>bimaculatus</i>	Di	Co	S	T	0,0585
<i>Sylvicanthon</i> <i>candezei</i>	Di	Co	S	T	0,1705

“Tabela 7, continua”

	Ativ	Dieta	Emp	Aloc	Biomassa
GRUPO FUNCIONAL 10	Di/No	G	S/N	T	(0,0212)
<i>Canthon quadriguttatus</i>	Di	G	S	T	0,0094
<i>Canthon simulans</i>	No	G	N	T	0,0055
<i>Canthon subhyalinus</i>	No	G	S	T	0,0628
<i>Canthon triangularis</i>	No	G	S	T	0,0252
<i>Pseudocanthon aff. xanthurum</i>	Di	G	N	T	0,0030
GRUPO FUNCIONAL 12	No	Ne	S	T	(0,1555)
<i>Deltochilum aff. submetallicum</i>	No	Ne	S	T	0,2426
<i>Deltochilum carinatum</i>	No	Ne	S	T	0,0683
GRUPO FUNCIONAL 13	Cr	G/Co	S	T	(0,4581)
<i>Deltochilum icarus</i>	Cr	G	S	T	0,4736
<i>Deltochilum orbiculare</i>	Cr	Co	S	T	0,4426
GRUPO FUNCIONAL 14	No	Co/G	N	E	(0,0796)
<i>Eurysternus atrosericus</i>	No	Co	N	E	0,0505
<i>Eurysternus foedus</i>	No	Co	N	E	0,0714
<i>Eurysternus hamaticollis</i>	No	G	N	E	0,1170
GRUPO FUNCIONAL 15	Di	Co	N	E	(0,0420)
<i>Eurysternus balachowskyi</i>	Di	Co	N	E	0,0290
<i>Eurysternus caribaeus</i>	Di	Co	N	E	0,0645
<i>Eurysternus ventricosus</i>	Di	Co	N	E	0,0324
GRUPO FUNCIONAL 16	G	Co	N	E	(0,1144)
<i>Eurysternus cayennensis</i>	G	Co	-	E	0,0220
<i>Eurysternus cyclops</i>	G	Co	-	E	0,1684
<i>Eurysternus howdeni</i>	G	Co	N	E	0,1986
<i>Eurysternus hypocrita</i>	G	Co	N	E	0,1733
<i>Eurysternus vastiorum</i>	G	Co	-	E	0,0100

“Tabela 7, Conclusão”

	Ativ.	Dieta	Emp.	Aloc.	Biomassa
GRUPO FUNCIONAL 17	Di	G	N	P	(0,1617)
<i>Oxysternon durantoni</i>	Di	G	N	P	0,1891
<i>Oxysternon festivum</i>	Di	G	N	P	0,3266
<i>Oxysternon silenus</i>	Di	G	N	P	0,0790
<i>Phanaeus chalcomelas</i>	Di	G	N	P	0,0520
GRUPO FUNCIONAL 18	Cr	Co	-	P	(0,0730)
<i>Phanaeus bispinus</i>	Cr	Co	-	P	0,0400
<i>Phanaeus cambeforti</i>	Cr	Co	-	P	0,1060

Nota: Ativ = Período de Atividade, Emp = Capacidade de empulheiramento, Aloc = Estratégia de alocação de recurso. N = Não, S = Sim Di = Diurno, Cr = Crepuscular, No = Noturno, Co = Coprófago, Ne = Necrófago, G = Generalista, P = Paracoprídeo, T = Telecoprídeo, E = Endocoprídeo. Média da biomassa entre parênteses.