

Patrícia Menegaz de Farias

**DIVERSIDADE DE SCARABAEINAE (COLEOPTERA:
SCARABAEIDAE) EM AGROECOSSISTEMAS:
FUNÇÕES ECOSISTÊMICAS E CONTRIBUIÇÃO NA
CICLAGEM DE NUTRIENTES**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Doutora em Ecologia.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Malva Isabel Medina Hernández

Coorientadora: Dr.^a Lucrecia Arellano Gámez

Florianópolis
2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

de Farias, Patricia Menegaz
DIVERSIDADE DE SCARABAEINAE (COLEOPTERA: SCARABAEIDAE)
EM AGROECOSSISTEMAS: FUNÇÕES ECOSISTÊMICAS E CONTRIBUIÇÃO
NA CICLAGEM DE NUTRIENTES / Patricia Menegaz de Farias ;
orientadora, Malva Isabel Medina Hernández ;
coorientadora, Lucrecia Arellano. - Florianópolis, SC,
2016.
182 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós
Graduação em Ecologia.

Inclui referências

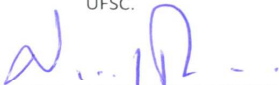
1. Ecologia. 2. Besouros escarabeíneos. 3. Diversidade
de espécies e funções ecossistêmicas. 4. Agroecossistemas e
Sistemas Pecuários. 5. Qualidade do Solo. I. Hernández,
Malva Isabel Medina. II. Arellano, Lucrecia . III.
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós
Graduação em Ecologia. IV. Título.

**"Diversidade de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) em agroecossistemas:
funções ecossistêmicas e contribuição na ciclagem de nutrientes"**

Por

Patrícia Menegaz de Farias

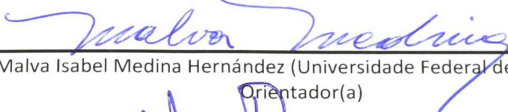
Tese julgada e aprovada em sua forma final pelos membros titulares da Banca Examinadora (02/PPGECO/2016) do Programa de Pós-Graduação em Ecologia - UFSC.



Prof(a). Dr(a). Nivaldo Peroni

Coordenador(a) do Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Banca examinadora:



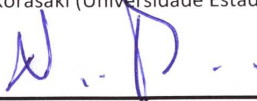
Dr(a) Malva Isabel Medina Hernández (Universidade Federal de Santa Catarina)
Orientador(a)



Dr(a) Mario Enrique Favila Castillo (Instituto de Ecología - México -
videoconferência)



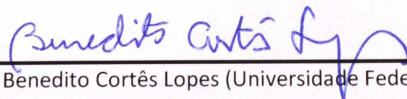
Dr(a) Vanesca Korasaki (Universidade Estadual de Minas Gerais)



Dr(a) Nivaldo Peroni (Universidade Federal de Santa Catarina)



Dr(a) Pedro Giovani da Silva (Universidade Federal de Santa Catarina)



Dr(a) Benedito Cortês Lopes (Universidade Federal de Santa Catarina)

Florianópolis, 23 de fevereiro de 2016.

Para meus amados pais e aos
agricultores familiares que se dedicam
à alimentação do nosso país.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Jorliz e Maria José que sempre estiveram presentes no decorrer desta caminhada e de tantas outras, sempre dedicando e demonstrando todo amor e carinho incondicional que sentem por mim, e ensinando-me a construir com coerência meus valores e princípios.

Ao meu avô Silvino, amigo e parceiro inigualável.

A memória de minha amada avó Maria, que permanece em meu coração e todo seu ensinamento nas minhas atitudes.

Aos meus tios Ulbaldo e Albertina, por todo o carinho, afeto e força que transmitiram.

A Néstor Fabio Alzate por todo seu apoio, companheirismo, amizade, carinho e incentivo.

A minha orientadora, Dra. Malva Isabel Medina Hernández, por toda a competência, tempo que generosamente dedicou e pelo comprometimento com os ensinamentos, pelas oportunidades oferecidas e principalmente por me apresentar ao mundo dos rola-bostas, qual este me apaixonei. Obrigada por toda inspiração no amadurecimento dos meus conhecimentos e dos conceitos ecológicos.

Ao Fundo de Apoio à Manutenção e ao Desenvolvimento da Educação Superior pela concessão da bolsa de doutorado.

À Universidade Federal de Santa Catarina pela oportunidade de fazer parte de seu corpo discente.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia pela estrutura e apoio ao longo deste período, especialmente ao corpo docente pelos ensinamentos, qualidade e comprometimento.

Aos professores Dr. Nivaldo Peroni, Dr. Mauricio Petrucio e Dr. Rodrigo Braga pelas valiosas contribuições ao artigo avaliado durante o exame de qualificação do doutorado.

Ao Dr. Benedito Cortês, Dr. Mario Favila, Dr. Nivaldo Peroni, Dr. Pedro Giovâni da Silva, Dra. Vanesca Korasaki pelas inestimáveis contribuições na avaliação deste documento.

A todos os campesinos que abriram as “porteiras” de seus ranchos disponibilizando as áreas amostrais para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Instituto de Ecología (INECOL A.C.) pela oportunidade do período sanduíche, especial a Rede de Ecoetología.

A Dra. Lucrecia Arellano por todo o conhecimento, competência, amizade, conselhos, vivências, acolhimento, dedicação e por me mostrar em terras mexicanas o valor da investigação e ser um

exemplo de ética profissional. Expresso aqui minha admiração e agradecimento.

A Dra. Carmen Huerta, Dra. Magdalena Cruz e Dr. Alfonso Díaz pelas incríveis saídas a campo e todo o aprendizado, além de amizade conquistada.

A Dra. Silvia López por sua contribuição e apoio.

A Alby Demeza minha “hermanita menor” por sua amizade, apoio, pelas risadas em campo e por disponibilizar um ombro amigo em terras mexicanas, enfim uma irmã de coração.

A Maira Antonia Domínguez por sua amizade e todo seu apoio em campo.

Ao Dr. Fernando Z. Vaz-de-Mello e ao Biol. Fernando Escobar pela disponibilidade na identificação dos espécimes e contribuição.

A Joana Zamprônio Bett, orientada, amiga, irmã de coração, e a Fernando Ianni por toda a parceira de exaustivos campos e pelo incentivo em seguir em frente.

Aos meus queridos amigos: Rafael Kienen, Vitor Sandrini, Milena Nandi e Andrelize Cascaes por toda amizade e companheirismo nas horas difíceis e nas mais alegres deste período e de tantos outros.

A todos os colegas e amigos do Laboratório de Ecologia Terrestre Animal (LECOTA/UFSC), por compartilhar experiências de aprendizado, conversas, risadas e pela convivência nesta trajetória: Clisten Staffen, Juliano Bogoni, Mari Dalva Staffen, Mariana Niero, Mariah Wuerges, Maristela Carpintero, Moacyr Batilani-Filho, Pedro da Silva, Renata Campos, Victor Alves. Um agradecimento especial a Rê e ao Pedro que sempre demonstram a amizade e o companheirismo, obrigada.

A todos os colegas de Inecol pela convivência: Aldair, Diana Méndez, Diana Lara, Diego Triana, Gonzalo Pinilla, Fabi Shinomori, Juan Catzin, Luis Robledo, Teré Lopez, Victor Piñeros, J. Luis Huerta.

A todos meus orientados e alunos do Laboratório de Entomologia da Universidade do Sul de Santa Catarina (LECAU) que estiveram comigo nestes quatro anos compartilhando cada momento, conquista e por toda a convivência: Ana Paula dos Santos, Anderson Saturno, Bruna Carara, Brunna Monteiro, Ester Bueno, Fabiola Martins, Flávio Vendramini, Guilherme Zappellini, Isabelli Savi, Katia Casagrande, Joana Silveira, Mariana da Silva, Marcos Silveira, Patrícia Becker, Rafael Panato, Raquel Guaguini, Raquel Koch, Rômulo Cardoso, Orivan Santos, Wagner Vitorino e Welington Mendes.

A todos meus colegas de trabalho da Universidade do Sul de Santa Catarina, por todo o apoio durante este período, em especial: ao

coordenador do curso e amigo Celso Lopes Albuquerque Junior, Rossana Faraco, Eulinor Pereira, Gilmar Plá, Rosicler Vanti, Franciani Rodrigues, Jonathan Bork, Maricelma Simiano, Mauricio Motta, Mariana Ana Pignatel, Maria Lúcia Cochilar, Luciana Flor, Rafael Faraco e ao diretor de Campus Heitor Weinsing e a gerente acadêmica Ednamara Schmitz. Meus sinceros agradecimentos.

Aos demais amigos e colegas, que sempre fizeram meu coração sorrir e acreditaram em mim, muito obrigada.

La agricultura es la profesión propia del sabio, la más adecuada al sencillo y la ocupación más digna para todo hombre libre.

(Marco Tulio Cicerón)

RESUMO

Ao analisar as atividades agropecuárias atuais verifica-se que há um desencadeamento de diversos processos por parte das práticas de manejo e uso do solo que podem promover alterações importantes na estrutura das comunidades da fauna edáfica, conseqüentemente interferir negativamente na diversidade de espécies e em funções realizadas por estes organismos, principalmente relacionadas à ciclagem de nutrientes. Os besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) compreendem um grupo importante para estudar as relações entre as funções ecológicas e aos atributos físico-químicos dos solos em ambientes agrícolas-pecuários, pois apresentam facilidade na amostragem e sobretudo por estarem diretamente relacionados com funções do solo nos ecossistemas. A pesquisa teve como principal objetivo estudar a composição de comunidades de besouros escarabeíneos copronecrófagos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) associados a agroecossistemas no Brasil e no México e analisar a resposta destas comunidades em relação às características físico-químicas dos solos nestes ambientes. Adicionalmente, buscou-se investigar a contribuição de espécies coprófagas através da função de remoção de matéria orgânica exercida por estes organismos em ambiente pecuário. A tese está dividida em quatro capítulos. O capítulo I trata da descrição da estrutura das comunidades dos besouros escarabeíneos copronecrófagos que habitam os principais agroecossistemas da região Sul do Brasil e da relação da presença destes organismos com as características físico-químicas do solo nestes ambientes. Foram amostrados quatro agroecossistemas: cultivos de milho, feijão, cana-de-açúcar e áreas destinadas à pecuária. Coletou-se um total de 110 indivíduos, pertencentes a 10 espécies de besouros escarabeíneos, sendo que o ambiente pecuário apresentou maior riqueza, abundância e biomassa destes organismos. No cultivo de cana-de-açúcar não foi registrada nenhuma espécie de besouro escarabeíneo, podendo ser atribuído ao sistema de manejo utilizado da queima da palhada. As espécies escavadoras, *Dichotomius nisus* e *Trichillum externepunctatum* relacionaram-se positivamente com o teor de matéria orgânica, mostrando a importância destes organismos no processo de ciclagem de nutrientes. A espécie roladora *Canthon chalybaeus* se relacionou positivamente com a textura do solo, preferindo solos arenosos. Estas informações sobre a relação dos besouros escarabeíneos com propriedades físico-químicas dos solos pode constituir uma importante estratégia para o aumento da fertilidade e manejo da conservação de

solos em agroecossistemas. O capítulo II buscou criar uma forma de avaliar o efeito da qualidade dos solos na abundância de besouros escarabeíneos copronecrófagos de diferentes guildas funcionais através do emprego de um índice de qualidade do solo com base em parâmetros físicos-químicos. Assim, foram tomados os parâmetros de solo de sistemas pecuários extensivos no Sul do Brasil para determinação de um índice da qualidade do solo. Foi utilizado um protocolo padrão para capturar os insetos em quatro áreas de duas matrizes de solo (cambissolo e argiloso) em oito campanhas durante o período de um ano. Registrou-se um total de 813 espécimes de besouros escarabeíneos, pertencentes a nove gêneros e 19 espécies. Os resultados mostraram maior abundância de paracoprídeos grandes, seguido de telecoprídeos médios e baixa abundância de espécimes da guilda funcional dos endocoprídeos, havendo uma relação positiva entre os parâmetros físicos (porosidade, umidade volumétrica, textura) e químicos (pH, teores de magnésio, cálcio e matéria orgânica) do solo com a abundância dos besouros paracoprídeos em cambissolos e em solos argilosos. A qualidade do solo pode ser um parâmetro que explique a distribuição da abundância das guildas funcionais dos besouros escarabeíneos, principalmente de espécies paracoprídeas. Solos com qualidade entre 37% e 65% do Índice de Qualidade de Solo (IQS) favorecem o aumento na abundância das guildas funcionais de espécies paracoprídeas e telecoprídeas, sendo que há um efeito negativo na guilda dos tuneleiros quando a qualidade do solo é baixa. No capítulo III investigou-se a contribuição da comunidade de besouros escarabeíneos coprófagos através das taxas de remoção de massa fecal ao longo de diferentes tempos de exposição do recurso em um sistema pecuário rotacionado no Sul do Brasil. Os resultados mostram o valor em termos de serviços ecossistêmicos prestados por esses organismos através de suas funções ecológicas, principalmente como facilitadores do processo de decomposição. A função ecológica realizada pelos besouros escarabeíneos permite a redução de 23,5% e 24,9% de massa fecal por hectare através de enterrio no solo, especialmente durante as primeiras 24 e 48 horas de exposição, respectivamente. Os resultados indicaram que a espécie mais abundante, *Ontherus sulcator* foi a que mais contribuiu em termos de biomassa e a mais importante em relação à remoção de esterco bovino no ambiente estudado, sendo capaz de remover, em média 6,7 vezes o seu próprio peso corporal em 24 horas. Esta espécie favorece o processo de aeração do solo, ao escavar túneis para armazenamento do recurso e utilização do mesmo. O capítulo IV avaliou as mudanças na diversidade e estrutura da assembleia de besouros escarabeíneos copronecrófagos em diferentes

tipos de manejo e características edáficas em sistemas pecuários no centro de Veracruz, México. Foram estudados três sistemas de manejo pecuário: sistemas silvipastoris de *Guazuma ulmifolia* Lam (SPS) associados a gramíneas, sistemas pecuários extensivos sem árvores (monocultivos) e formações secundárias de bosque tropical caducifólio com bovinos. Os resultados revelaram um total de 1.423 indivíduos de 15 espécies de besouros escarabeíneos, sendo que existe maior riqueza nos sistemas silvipastoris e que há uma diminuição da abundância e riqueza com a redução da complexidade dos sistemas e da qualidade do solo, bem como o aumento da intensidade das práticas de manejo. Registrou-se correlação positiva entre a abundância de espécies de besouros e características físico-químicas do solo como umidade, os teores de fósforo e potássio, bem como características de densidade de plantas. Entretanto, observou-se um efeito negativo de práticas de manejo, como o uso de inseticidas, fertilizantes e queimadas sobre a abundância dos besouros escarabeíneos; quando as variáveis foram relacionadas por espécies, apenas quatro responderam às diferenças em relação aos níveis de nitrogênio e magnésio nos solos, ao tipo de manejo e à densidade de plantas.

Palavras-chave: Besouros escarabeíneos. Cultivos agrícolas. Diversidade de espécies. Funções Ecosistêmicas. Sistemas Pecuários. Sistemas Silvistoris. Qualidade do Solo.

ABSTRACT

When analyzing current agricultural activities it is observed that there is an onset of several processes resulting from management practices and soil use that may cause important structural alterations in communities of the edaphic fauna, consequently interfering in species diversity and functions, mainly the ones related to nutrient cycling. Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) are an important group to study the relationships between ecological functions and physicochemical properties of soils in agricultural environments once they are easy to sample and especially because they are closely related with soil functions in the ecosystem. The objective of this study was to research the composition of communities of copro-necrophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) in agrosystems in Brazil and in Mexico, and to analyze their responses to physicochemical properties of soil in these environments. It was also sought to investigate how coprophagous species contribute with livestock environments through the removal of organic matter. This thesis is divided into four chapters. Chapter I describes the structure of communities of copro-necrophagous Scarabaeinae beetles that inhabit the main agrosystems of south Brazil and the relationship of their presence with physicochemical properties of soil in these environments. Four agrosystems were sampled: corn, beans and sugarcane cultivations, and livestock areas. A total of 110 individuals were collected, belonging to 10 species of dung beetles, and the livestock environment showed the greatest richness, abundance and biomass of these organisms. There was no record of Scarabaeinae beetles in the sugarcane cultivation, probably due to the management system used (burning of sugarcane straw). Tunnelers species *Dichotomius nisus* and *Trichillum externepunctatum* positively related with the levels of organic matter, showing their importance in the process of nutrients cycling. The roller species *Canthon chalybaeus* positively related with soil texture, showing preference for sandy soils. The relationship between Scarabaeinae beetles and physicochemical properties of soils may constitute an important strategy to increase soil fertility and management of soil conservation in agrosystems. Chapter II tried to create a means of evaluating the effect of soil quality in the abundance of dung beetles different functional guilds through the use of a soil quality index based on physical and chemical parameters. Thus, physicochemical parameters in extensive livestock systems in southern Brazil were taken for determination of a soil quality index. A standard protocol was used to capture the insects in four areas of two soil

matrices (cambisol and clay soil) in eight seasons within a one-year period. A total of 813 specimens of Scarabaeinae beetles were recorded, belonging to nine genera and 19 species. Results showed greater abundance of large paracoprids, followed by medium telecoprids and low abundance of specimens of the functional guild of endocoprids, and there was a positive relation between physical (porosity, volumetric soil moisture, texture) and chemical parameters (pH, levels of magnesium, calcium and organic matter) of the soil and abundance of paracoprid beetles in cambisols and clay soils. Soil quality may affect abundance distribution of functional guilds of dung beetles, especially paracoprid species. Soils with quality varying between 37% and 65% favor the increase of abundance in functional guilds of paracoprid and telecoprid species and there is a negative effect on the tunnelers guild when soil quality is low. In Chapter III, the contribution of the community of coprophagous dung beetles was investigated through levels of fecal mass removal throughout different intervals of resource exposition in a rotational livestock system in south Brazil. Results show the values in terms of ecosystem services provided by these organisms through their ecological functions, especially as facilitators of the decomposition process. The ecological function of Scarabaeinae beetles allows the reduction of 23.5% and 24.9% of fecal mass per hectare by burial in the soil, especially during the first 24 hours and 48 hours of exposition, respectively. Results indicated that the most abundant species, *Ontherus sulcator*, contributed in terms of biomass and was the most important regarding attribution and transformation of organic matter in the studied environment, being capable to remove an average of 6.7 times their own body weight in 24 hours. This species favors the process of soil aeration by excavating tunnels to store and use resource. Chapter IV assessed the response of the assembly of copro-necrophagous beetles through edaphic characteristics and type of management of different livestock systems in the center of Veracruz, Mexico. Three systems of livestock management were studied: silvopastoral systems of *Guazuma ulmifolia* Lam (SPS) associated with grasses, extensive livestock systems without trees (monoculture) and secondary formations of tropical deciduous forests with bovines. Results show a total of 1.423 individuals of 15 species of dung beetles, and there is a greater richness in the silvopastoral systems, a decrease in abundance and richness with the reduction of system complexity and soil quality, as well as an increase of intensity of management practices. A positive correlation was recorded between species abundance and physicochemical properties of soil such as humidity, potassium and phosphorus levels, and also characteristics of

plant density. Nevertheless, a negative effect of management practices such as use of pesticides and fertilizers and burnings was observed on the abundance of beetles. When variables were related by species, only four responded to the differences in relation to levels of nitrogen and magnesium in the soils, type of management and plant density.

Keywords: Agricultural crops. Dung beetles. Diversity of species. Ecosystem functions. Livestock systems. Silvopastoral system. Soil quality.

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL	22
Figura 1. Distribuição dos agroecossistemas amostrados nos municípios de Tubarão (a) e Lauro Müller (b), Santa Catarina, Brasil e no município de Paso de Ovejas, Veracruz, México (c). AM = áreas de milho; AF = áreas de feijão; AC = áreas de cana-de-açúcar; AP = áreas de pastagem; VS = vegetação secundária; P = pastagem; G = Sistemas Silvipastoris de <i>G. ulmifolia</i> (G ₇₅₀ , G ₉₀₀ , G ₁₅₀₀ e G ₄₀₀₀ = densidades de plantas por hectare). Em linhas vermelhas as áreas de sistema rotativo pecuário.....	30
CAPÍTULO I	34
Figure 1. Species accumulation curve for dung beetles present in four agroecosystems: cattle pasture areas (Pasture), corn crops (Corn) and bean crops (Bean), sampled with baited pitfall traps in the region of Tubarão, Santa Catarina, Southern Brazil. No dung beetles were collected in sugar cane crops.....	45
Figure 2. Relative dominance-diversity between dung beetle species present in agroecosystems in the region of Tubarão, Santa Catarina, Southern Brazil. (a) dominance-abundance by agroecosystem; (b) dominance-biomass by agroecosystem. The numbers represent dung beetles species in Table 2.....	46
CAPÍTULO II	57
Figura 1. Curvas de acumulação baseadas em riqueza de espécies de besouros escarabeíneos em áreas com diferentes matrizes de solo na região Sul de Santa Catarina, Brasil (a) cambissolos em Lauro Müller, (b) argilosos em Tubarão. N, abundância dos besouros; S, riqueza de espécies; <i>f1</i> , número de <i>singletons</i> ; <i>f2</i> , número de <i>doubletons</i> ; Chao1, estimador de riqueza; Cn, cobertura da amostra.....	69
Figura 2. Relações de dominância-diversidade entre guildas funcionais e as espécies de besouros escarabeíneos com diferentes matrizes de solo na região Sul de Santa Catarina, Brasil. (a,b) dominância-abundância de guildas funcionais nas áreas amostrais (a, Lauro Muller em solos cambissolos; b, Tubarão em solos argilosos); (c,d) dominância-biomassa de	

guildas funcionais nas áreas amostrais (c, cambissolo; d, argiloso)..... 71

CAPÍTULO III..... 94

Figure 1. (a) Layout of sample units used to quantify fecal mass removal by dung beetles in pasture areas in southern Brazil over 24, 48 and 72 hours of fecal mass exposure; (b) Example of a sample point with in a time treatment..... 99

Figure 2. Dominance-diversity curves based on number of dung beetle species abundance (line) and biomass (column) (in $\log x + 1$) at different fecal mass exposure times ((A) 24 hours, (B) 48 h and (C) 72 hours) in a rotational pasture system in Lauro Müller, Santa Catarina, southern of Brazil..... 102

Figure 3. Average number of (a) tunnels and (b) dung balls (box \pm DS; slash max. and min.) formed per sampling unit after 24, 48 and 72 hours of dung mass exposure by *Ontherus sulcator* in rotational pasture system in Lauro Müller, Santa Catarina, Southern Brazil (Different letters indicate significant differences between treatments, Tukey test)..... 104

Figure 4. Measures calculated for variables related with dung removal functions performed by *Ontherus sulcator* (average \pm SD) in a rotational pasture system in Lauro Müller, Santa Catarina, Southern Brazil, in different periods of fecal mass exposure (a) removed dung mass; (b) mass found in the soil; (c) dehydrated dung mass..... 105

CAPÍTULO IV..... 115

Figure 1. Rarefaction curves based on beetle species richness in livestock management systems in the municipality of Paso de Ovejas, Veracruz (Mexico). (a) Managed tree fallows, (b) Silvopastoral systems of *G. ulmifolia* and (c) Treeless pastures. *n*, number of beetles; *S*, species richness; *f1*, number of singletons; *f2*, number of doubletons; Chao1, richness estimator; Cn, sample coverage..... 126

Figure 2. Variation in the abundance of copro-necrophagous beetle species (median \pm SD) in treeless pastures, silvopastoral systems and managed tree fallows of the tropical dry forest in the municipality of Paso de Ovejas, Veracruz (Mexico)..... 127

Figure 3. Profiles of Alpha (${}^qD\alpha$,) and gamma (${}^qD\gamma$) true diversity for different orders ($q = 0, 1, 2$) in livestock management systems in the municipality of Paso de Ovejas, Veracruz (Mexico): (a) alpha diversity for the sampling sites; (b) gamma diversity for the sampling sites; (c) beta diversity for the livestock management systems..... 129

Figure 4. Dominance-diversity relationships between the copro-necrophagous beetle species in treeless pastures, silvopastoral systems and managed tree fallows of tropical dry forest in the municipality of Paso de Ovejas, Veracruz (Mexico): (a) dominance-abundance in the sampling sites; (b) dominance-biomass in the sampling sites. The numbers that represent the species are those presented in Table 3..... 130

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I.....	34
Table 1. Values of soil characteristics (mean +/- SD) in cattle pasture agroecosystems, corn, bean and sugarcane in the region of Tubarão, Santa Catarina, southern Brazil.....	41
Table 2. Copronecrophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) from agroecosystems in Tubarão, Santa Catarina, Southern Brazil, and species ecological characteristics. MDW: Mean dry weight (mg). Mean Size (mm). FP: Food preference based on literature (C: coprophagous, G: generalist, N: necrophagous), FG: Functional guild based on literature (P: paracoprid, T: telecoprid, E: endocoprid). N: number of individuals. B: total biomass (mg) SC= sugar cane.....	44
Table 3. Observed and estimated species richness calculated using estimators Chao 1 and Jackknife 1 (with 95% confidence intervals), total biomass (sum of all the individuals mass) by agroecosystem of dung beetle communities in agroecosystems in the region of Tubarão, Santa Catarina, southern Brazil.....	47
CAPÍTULO II.....	57
Tabela 1. Abundância e riqueza de besouros escarabeíneos coletados em sistema pecuário com diferentes matrizes de solo na região sul de Santa Catarina, Brasil, com descrição das características ecológicas. N: número de indivíduos, B: biomassa total (mg), MDW: Média de peso seco (mg). FP: Preferência alimentar, baseada na literatura (C: coprófago, G: generalista, N: necrófago), FD: Alocação de alimento, baseada na literatura (P: paracoprídeo, T: telecoprídeo, E: endocoprídeo) e AP: Período de atividade, baseado na literatura (D: Diurno, N: Noturno, NA: dados indisponíveis)....	67
Tabela 2. Abundância, riqueza, e porcentagem da abundância por guildas funcionais de besouros escarabeíneos por área nos sistemas pecuários de diferentes matrizes de solo amostrados na região sul de Santa Catarina, Brasil.....	68

Tabela 3. Parâmetros físico-químicos analisados nos sítios de amostragem dos sistemas pecuários com diferentes matrizes de solo na região sul de Santa Catarina, Brasil.....	73
---	----

Tabela 4. Funções principais, atributos de qualidade e ponderadores dos atributos para a construção do índice de qualidade do solo (IQS). RSP = resistência do solo a penetração, MO = matéria orgânica, Ds = densidade, Pt = porosidade total, Macro = macroporosidade, DMG = estabilidade de agregados.....	77
--	----

Tabela 5. Índices de qualidade do solo para as áreas amostrais dos sistemas pecuários com diferentes matrizes de tipo de solo, cambissolos em Lauro Müller e argilosos em Tubarão, na região Sul de Santa Catarina, Brasil. Cam. (referentes às áreas de solos do tipo cambissolos); Arg. (referentes às áreas de solos do tipo argilosos).....	78
--	----

CAPÍTULO III.....	94
--------------------------	----

Table 1. Dung beetles in rotational pasture system in Lauro Müller, Santa Catarina, Southern Brazil. Ecological characteristics: biomass in mg (L: large, M: medium), functional group (P: paracoprid, T: telecoprid, E: endocoprid), N (number of individuals).....	101
---	-----

Table 2. Ecological measures calculated for dung beetle community in a rotational pasture system in Lauro Müller, Santa Catarina, Southern Brazil, over different periods of exposure to dung mass.....	103
--	-----

CAPÍTULO IV.....	115
-------------------------	-----

Table 1. General characteristics of each of the sampling sites in the municipality of Paso de Ovejas, Veracruz, Mexico. SPS= Silvopastoral Systems (Silvopastoral systems of *Guazuma ulmifolia*: G₇₅₀ = 750 plants/ha, G₉₀₀ = 900 plants/ha, G₁₅₀₀ = 1500 plants/ha and G₄₀₀₀ = 4000 plants/ha). Livestock management practices = Chemical herbicides (CH), chemical fertilizers (CF), burning practiced (B), antiparasitic treatment

use (once per year) (P)..... 122

Table 2. Parameters analyzed in the soils of the sampling sites in the municipality of Paso de Ovejas, Veracruz, Mexico. SPS= Silvopastoral Systems (abbreviation is found in Table 1)..... 123

Table 3. Copro-necrophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in livestock management systems in the municipality of Paso de Ovejas, Veracruz (Mexico), describing the ecological characteristics of the species. MDW: Mean dry weight (mg). Functional Groups: Size (S: small, M: medium, L: large). FP. Feeding preferences (C: coprophagous, G: generalist, N: necrophagous). DA: Daily activity (N: nocturnal; D: diurnal; C: crepuscular). FD: Food relocation (T= tunnelers; R: rollers). HP: Habitat preferences (G: Generalist; S: Specialist; R: Less abundant). N: number of individuals. Managed Tree Fallows (MTF). Treeless Mature (TP). Silvopastoral systems (SPS) of *Guazuma ulmifolia*: G₇₅₀, G₉₀₀, G₁₅₀₀ y G₄₀₀₀..... 125

Table 4. Biomass total (mg) the copro-necrophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in livestock management systems in the municipality of Paso de Ovejas, Veracruz (Mexico)..... 132

Table 5. Values of alpha (^qD_α), gamma (^qD_γ) and beta (^qD_β) true diversity for different orders (q = 0, 1, 2), considering gamma diversity as the landscape, alpha diversity as the livestock management systems and beta diversity as the number of effective communities in the municipality of Paso de Ovejas in Veracruz, Mexico. Landscape, habitat type and (within habitat type) the number of sites sampled, were considered..... 133

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	22
PROBLEMA DE ESTUDO.....	22
OBJETO DE ESTUDO.....	26
SISTEMA DE ESTUDO.....	28
OBJETIVOS.....	32
OBJETIVO GERAL.....	32
OBJETIVOS DOS CAPÍTULOS.....	32
CAPÍTULO I: DUNG BEETLES ASSOCIATED WITH AGROECOSYSTEMS OF SOUTHERN BRAZIL: RELATIONSHIP WITH SOIL CHARACTERISTICS.....	34
CAPÍTULO II: ÍNDICE DE QUALIDADE DO SOLO COM BASE EM ATRIBUTOS FÍSICO-QUÍMICOS: UMA FERRAMENTA PRÁTICA PARA AVALIAR O EFEITO DA QUALIDADE NA ABUNDÂNCIA DE BESOUROS ESCARABÉINEOS.....	57
CAPÍTULO III: DUNG MASS REMOVAL BY DUNG BEETLES (COLEOPTERA: SCARABAEINAE) IN A ROTATING PASTURE SYSTEM IN SOUTHERN BRAZIL.....	94
CAPÍTULO IV: RESPONSE OF THE COPRO- NECROPHAGOUS BEETLE (COLEOPTERA: SCARABAEINAE) ASSEMBLAGE TO A RANGE OF SOIL CHARACTERISTICS AND LIVESTOCK MANAGEMENT IN A TROPICAL LANDSCAPE.....	115
DISCUSSÃO GERAL.....	150
CONCLUSÕES.....	157
REFERÊNCIAS.....	159
ANEXO.....	181

INTRODUÇÃO GERAL

PROBLEMA DE ESTUDO

Os ecossistemas e as espécies constituintes geram um fluxo interminável de produtos, funções e serviços (NAEEM et al., 2009). Kremen (2005) define os serviços ecossistêmicos como o conjunto de funções úteis para os seres humanos. Estas por sua vez são os processos e os componentes biológicos, geoquímicos e físicos que ocorrem dentro de um ecossistema. Assim, os serviços ecossistêmicos referem-se a todos aqueles executados por organismos vivos que afetam os processos naturais, definidos como componentes e compartimentos do ecossistema que são consumidos, desfrutados e/ou conduzem ao aumento do bem estar humano (MYERS, 1996; DAILY, 1997; MA, 2005; QUÉTIER et al., 2007; LUCK et al., 2009; QUIJAS et al., 2010).

Os ecossistemas são manejados principalmente para obter bens e serviços de provisão, como os alimentos, fibras e outras matérias (MA, 2005). As mudanças de uso de solo implicam na destruição de boa parte da estrutura e composição da vegetação, como também da alteração de suas funções (MAASS, 1995; FINEGAN et al., 2008). Como exemplo, o manejo pecuário intensivo, afeta diretamente as propriedades e as funções dos ecossistemas e por sua vez influencia não apenas no fornecimento de alimentos, mas também de outros tipos de serviços prestados pelo ecossistema (BENNETT & BALVANERA 2007). Naturalmente, quando um ecossistema é exposto a certo regime de manejo, este possui propriedades que fazem com que o sistema seja tolerante a alguns distúrbios; uma dessas propriedades denomina-se resiliência, entendida como a capacidade de um sistema de se recuperar após um impacto sem perder a estrutura e a funcionalidade (WALKER et al., 2004).

A biodiversidade desempenha um papel importante na resiliência, já que a capacidade de recuperação das funções e serviços ecossistêmicos depende das espécies presentes, assim, tanto a riqueza quanto a diversidade de espécies respondem aos distúrbios, permitindo que os sistemas possam melhorar ou conservar a biodiversidade, seja para a manutenção dos fluxos para a provisão dos serviços ou reduzir a vulnerabilidade frente a crises ambientais (CARPENTER et al., 2006). As funções ecossistêmicas consistem em constantes interações existentes entre os elementos estruturais de um ecossistema, sendo agrupadas em quatro categorias primárias: regulação, habitat, produção e informação (DE GROOT et al., 2002; DALY & FARLEY, 2004). As funções de

regulação estão relacionadas à capacidade dos ecossistemas regularem os processos ecológicos de suporte à vida mediada por fatores bióticos e abióticos, como os ciclos biogeoquímicos, por exemplo, enquanto que as funções de habitat são essenciais para a conservação biológica e genética e para a manutenção de processos evolucionários. A função de produção está relacionada à capacidade dos ecossistemas fornecerem alimentos para o consumo humano e a de informação à capacidade dos ecossistemas naturais contribuírem para a manutenção da saúde humana, fornecendo oportunidades de reflexão, enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, recreação e experiência estética (DE GROOT et al., 2002; MA, 2005).

A ciclagem de nutrientes enquadra-se em funções ecossistêmicas de regulação (FOLSTER & KHANNA, 1997; DE GROOT et al., 2002). É uma função essencial para a manutenção dos processos que ocorrem no meio, pelos quais um elemento químico se move através de compartimentos bióticos e abióticos do ecossistema (COSTANZA et al., 1997; DOMINATI et al., 2010). Estes elementos são extraídos de fontes minerais, atmosféricas e/ou ainda reciclados a partir da forma orgânica, sendo posteriormente devolvidos ao grande sumidouro (aquático, terrestre ou atmosférico) (SCHLESINGER, 1997; CHAPIN et al., 2000; TILMAN et al., 2001; HOWARTH et al., 2002). A ciclagem de nutrientes é resultante de uma gama de sistemas interconectados descritos pelo movimento dentro e entre os sistemas bióticos e abióticos que reflete o metabolismo integrado da comunidade ecológica como um todo (LAVELLE & SPAIN, 2001; HOWARTH et al., 2002; DELITTI, 2005). A variação nas taxas de ciclagem nos diferentes compartimentos é decorrente de estruturas físicas e mecanismos que regulam os fluxos de nutrientes, que agem como barreira de limitação das perdas e transferências (NADELHOFFER et al., 1999; WOOD et al., 2000; SHELDRIK et al. 2003).

A escassez de métodos que quantifiquem as funções ecossistêmicas dos organismos, aliada à contribuição que estes exercem na produtividade e na concentração de nutrientes do ecossistema, dificultam o conhecimento e o real valor dos serviços ecossistêmicos realizados por eles (ARMSWORTH et al., 2007; NICHOLS et al., 2008; WILSON & XENOPOULOS, 2011). A diversidade desempenha um papel importante na capacidade de resiliência, tal como a capacidade de resistência dos serviços ecossistêmicos depende das espécies que existem no ambiente (BERKES & FOLKE, 1998). Para a compreensão do papel da diversidade na dinâmica do ecossistema as funções dos organismos tornam-se ferramentas que conectam morfologia, fisiologia e

fenologia entre o nível individual e o ecossistema, ajudando no entendimento dos processos e padrões ecológicos (BERKES & FOLKE, 1998; TILMAN, 2001; ELMQVIST et al., 2003; NAEEM & WRIGHT, 2003; HOOPER et al., 2005; PETCHEY & GASTON, 2006).

O solo fornece o substrato físico para a maioria das atividades humanas. Um solo saudável contribui como o centro regulador da dinâmica dos processos ambientais, tanto em ecossistemas naturais quanto em agroecossistemas (FOLSTER & KHANNA, 1997; SWIFT, 1997; WALL & VIRGINIA, 2000; SCHJØNNING et al., 2004; BARDGETT, 2005). Apresenta como funções básicas, segundo Northcliff (2009): (i) aspectos físicos, químicos e biofísica de ajuste para os organismos vivos; (ii) a regulação e partição do fluxo de água, armazenamento e reciclagem de nutrientes e outros elementos; (iii) o apoio à atividade biológica e diversidade para o crescimento das plantas e para a produtividade animal; (iv) a capacidade de filtrar, tampão, degradar, imobilizar, e desintoxicar substâncias orgânicas e inorgânicas; e (v) fornecer suporte mecânico para os organismos vivos. O uso contínuo do solo modifica sensivelmente os atributos físicos, químicos e biológicos, porém, os efeitos e a magnitude das alterações na estrutura, na atividade biológica e na fertilidade são dependentes do sistema de manejo (HARTEMINK, 2003). A qualidade desses atributos proporciona condições favoráveis para o crescimento e o desenvolvimento das plantas, bem como para a manutenção da diversidade de organismos edáficos (DORAN & PARKIN, 1994).

O sistema solo é um ecossistema que abriga uma complexa e diversificada comunidade biológica, provavelmente devido à sua estrutura física e à heterogeneidade química nas pequenas escalas, juntamente com as características microclimáticas e os organismos, que promovem, contribuem e influenciam o desenvolvimento e manutenção dos processos, entre eles, o de ciclagem de nutrientes (COSTANZA et al., 1997; TIEDJE et al., 2001; WOLTERS, 2001; DIAZ-ZORITA et al., 2002; ETTEMA & WARDLE, 2002; CHAPIN et al., 2011). Aspectos referentes aos organismos presentes no solo têm sido utilizados na compreensão da ciclagem de nutrientes e dos fluxos de energia das comunidades ecológicas, bem como as relações entre dinâmica da cadeia alimentar e estabilidade do ecossistema (HUNT & WALL, 2002; SWINTON et al., 2006) e suas respostas às atividades produtivas.

Avaliar o sistema solo é um método eficaz que permite uma resposta frente ao uso e à gestão das atividades no meio, bem como o planejamento de políticas de conservação do solo a fim de melhorar suas funções (NORTCLIFF, 2002; BRAIMOH & VLEK, 2007). Esta

avaliação possibilita a determinação da qualidade do solo que inclui a quantificação de indicadores (SCHJØNNING et al., 2004; BRAIMONH & VLEK, 2008). De acordo com a *Soil Science Society of America* (SSSA, 1997) a qualidade do solo é a capacidade que este possui de executar suas funções essenciais dentro dos limites, tanto em ecossistemas naturais quanto manejados, para sustentar a produtividade animal e vegetal, manter a qualidade do ambiente e promover a saúde humana e ambiental (KARLEN et al., 1997). Os indicadores de qualidade de solo podem ser físicos, químicos e/ou biológicos. Os aspectos físico-químicos estão relacionados a questões inerentes do solo, enquanto os biológicos com a dinâmica da qualidade do mesmo (DORAN & PARKIN, 1994; BALL & DE LA ROSA, 2006).

Entre os indicadores biológicos, a abundância, a riqueza, a complexidade e a funcionalidade dos organismos presentes no solo são indicadas para a aferição da dinâmica do fluxo de energia e da matéria (CASSAN et al., 2003; PHILLIPS et al., 2003; CHAPIN et al., 2011; DE VRIES et al., 2013). A riqueza de espécies dentro de uma comunidade representa o alcance das adaptações ecológicas e evolutivas em determinados ambientes, o que traduz uma resposta coletiva frente a diferentes condições ambientais (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Medidas ecológicas, tais como: diversidade, abundância e a biomassa da fauna edáfica são influenciadas por uma ampla variedade de práticas de manejo utilizadas nos agroecossistemas (i.e. preparo do solo, uso de agrotóxicos e fertilizantes, sistemas de irrigação, e outros. [BAKER, 1998]), podendo acarretar na perda de qualidade do solo através da diminuição das funções realizadas por estes organismos (BARDGETT & COOK, 1998; DITTMER & SCHRADER, 2000).

Os invertebrados do solo são grandes mediadores para uma gama de processos ecológicos que ocorrem neste sistema, contribuindo assim para a provisão dos serviços ecossistêmicos (LAVELLE & SPAIN, 2001; LAVELLE et al., 2006). Atuam na ciclagem de nutrientes, principalmente através da fragmentação da matéria orgânica, contribuindo assim para o processo de mineralização pelos microrganismos, atuando como reguladores da atividade microbiana, na porosidade, infiltração da água no solo, na formação dos solos e na disponibilidade de nutrientes assimiláveis pelas plantas (BRUSSAARD, et al. 1997; LAVELLE et al., 1997; DECAËNS et al., 2003; LAVELLE et al., 2006). A compreensão das funções executadas pela fauna edáfica e a relação destas com os atributos físico-químicos do solo contribui para o entendimento da dinâmica dos processos que ocorrem no

ambiente (BERKES & FOLKE, 1998; ELMQVIST et al., 2003; LAVELLE et al., 2006).

OBJETO DE ESTUDO

Os besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) pertencem a um grupo de organismos intimamente relacionados ao sistema solo, sendo utilizados em muitos estudos de monitoramento e de respostas a questões de processos ecológicos (i.e. ciclagem de nutrientes) devido às funções ecossistêmicas que executam (HALFFTER & FAVILA, 1993; MCGEOCH, 1998; DAVIS et al., 2001; SPECTOR, 2006; NICHOLS et al., 2008; AMÉZQUITA & FAVILA, 2010; KUDAVIDANAGE et al., 2012; BRAGA et al., 2013; GOLLAN et al., 2013; GRAY et al. 2014). Apresentam cerca de 7.000 espécies descritas (SCHOOLMEESTERS et al., 2015) e estão distribuídas principalmente nas regiões tropicais do planeta (HALFFTER & MATTHEWS, 1966; HALFFTER & EDMONDS, 1982; HANSKI, 1991). Popularmente são conhecidos como “rola-bosta” devido ao comportamento que muitas espécies apresentam formando esferas com o recurso alimentar para onde rodam as esferas de alimento e também depositam seus ovos (HALFFTER & MATTHEWS, 1966; HANSKI & CAMBEFORT, 1991; HALFFTER & FAVILA, 1993).

Os besouros escarabeíneos são conhecidos pelas diversas funções ecossistêmicas que desempenham no ambiente, estas podem ser interpretadas como serviços ambientais, por proverem benefícios diretos aos humanos (NICHOLS et al., 2008). As funções primárias destes besouros se relacionam com a redução de materiais em processo de decomposição (excretas, cadáveres, frutos, fungos) através de seu enterrió e remoção, os quais convertem em biomassa conservando a energia e reciclando os nutrientes nos ecossistemas (HALFFTER & EDMONDS, 1982; HANSKI, 1991). Estas funções primárias possuem consequências sobre outras, consideradas secundárias. Uma vez que já foi executada a ação dos besouros escarabeíneos, há melhoria da estrutura e fertilidade do solo, pois participam da ciclagem de nutrientes promovendo o revolvimento do solo e a incorporação da matéria orgânica, atuando assim na regulação das propriedades físico-químicas do solo e contribuindo para a aeração edáfica através da construção dos túneis/galerias (HALFFTER & EDMONDS, 1982; HANSKI, 1991; MITTAL, 1993; BANG et al., 2005; SLADE et al., 2007; YAMADA et al., 2007; NICHOLS et al., 2008; SLADE et al., 2011; BRAGA et al., 2013; GRAY et al., 2014). Atuam também na dispersão secundária de

sementes (ANDRESEN 2001; SLADE et al., 2007; BRAGA et al., 2013). Ao removerem a matéria orgânica agem como importantes inimigos naturais de dípteros parasitas e nematódeos que utilizam detritos como sítio reprodutivo e/ou vetores de dispersão, principalmente em áreas destinadas à pecuária (RIDS DILL-SMITH, 1981; RIDS DILL-SMITH & HAYLES, 1990; FLECHTMANN et al., 1995; BRAGA et al., 2012; BRAGA et al., 2013).

Atributos físico-químicos do solo podem favorecer a sobrevivência e o êxito reprodutivo de determinadas espécies de escarabeíneos como o teor de umidade (SOWIG, 1995; MARTÍNEZ et al., 2009), enquanto que teores altos de fósforo disponível no solo parecem influenciar positivamente a abundância deste grupo em ambientes pecuários (FARIAS et al., 2015). Desta forma, as propriedades físico-químicas do solo e a abundância destes organismos devem estar relacionadas, já que a ocorrência de modificações em uma delas, normalmente, leva a mudanças em todo o complexo do sistema solo (SCHJØNNING et al., 2004).

Os escarabeíneos têm mostrado sensibilidade a fatores como estrutura de hábitat e altitude (DAVIS et al., 1999; ESCOBAR et al., 2007), tipo de vegetação ou estágio sucessional (HERNÁNDEZ et al., 2014), bem como às mudanças que um ambiente sofre, como a fragmentação e a perda de habitat (HALFFTER & FAVILA, 1993; DAVIS et al., 2001; HERNÁNDEZ & VAZ-DE-MELLO, 2009; GARDNER et al., 2008; BARLOW et al., 2010; DA SILVA et al., 2013; AUDINO et al., 2014), a introdução de espécies exóticas (AUDINO et al. 2011), a poluição e utilização indiscriminada de agrotóxicos e outros impactos ambientais oriundos de ações antrópicas (HALFFTER & ARELLANO, 2002; CAMPOS & HERNÁNDEZ, 2014) que afetam diretamente a estrutura das comunidades, alterando também as guildas funcionais deste grupo.

A estruturação de comunidades de escarabeíneos pode ser baseada na hipótese da heterogeneidade do habitat (SPECTOR & AYZAMA, 2003; DURÃES et al., 2005; COSTA et al., 2009; ALMEIDA & LOUZADA 2009; SILVA et al., 2010; DA SILVA & HERNÁNDEZ, 2014), na qual ambientes mais heterogêneos disponibilizariam mais recursos, favorecendo um maior número de nichos e conseqüentemente mais maneiras de alocar e explorar os recursos (SIMPSON, 1949; MACARTHUR & MACARTHUR, 1961; MACARTHUR & WILSON, 1967; TEWS et al., 2004), possibilitando o aumento da diversidade de espécies em ambientes mais complexos (florestas) do que em ambientes mais simples (agroecossistemas)

(BAZZAZ, 1975; FERRER & DONAZAR, 1996; DURÃES et al., 2005; ALMEIDA & LOUZADA, 2009). Estudos sobre a resposta das comunidades aos ambientes agropecuários (HALFFTER et al., 1992, HALFFTER & FAVILA, 1993; DURÃES et al., 2005), indicam que pode haver uma considerável proporção de diversidade de espécies de escarabeíneos em áreas de pastagens, principalmente nos locais que detém um certo grau de conectividade com as florestas nativas (DAILY, 2001; HERNÁNDEZ et al., 2003; HARVEY et al., 2004).

SISTEMAS DE ESTUDO

As áreas de cultivo e de pastagens ocupam cerca de 50% da superfície terrestre, tornando-as os maiores tipos de uso da terra no planeta (FOLEY et al., 2011). Os agroecossistemas compreendem comunidades de plantas e animais que interagem com ambientes físicos e químicos, os quais foram modificados por ações antrópicas com a finalidade de produzir alimentos, fibras, combustíveis e outros produtos para consumo e processamento humano (ALTIERI, 2002). O continente americano apresenta uma diversa e complexa gama de sistemas agropecuários devido às condições de relevo, à vasta extensão territorial e à diversidade biológica, sendo os principais: o sistema agropecuário misto extensivo, o misto intensivo, misto de cereais e pastagens para produção de gado e o embasado no uso dos recursos florestais (HALL, 2001).

A presente pesquisa foi realizada em agroecossistemas no sul do estado de Santa Catarina, Brasil e no centro do estado de Veracruz, México. Nos municípios de Tubarão e Lauro Müller (SC, Brasil), foram amostrados três tipos de cultivo: milho, feijão e cana-de-açúcar, bem como áreas de pastagem destinadas a bovinocultura, por serem os cultivos mais importantes no Sul do estado. Estes agroecossistemas são circundados por cultivos e/ou fragmentos florestais (Figura 1 a,b). No município de Paso de Ovejas, localizado no centro do estado de Veracruz (México) foram estudados diferentes ambientes pecuários: dois fragmentos de vegetação secundária de floresta tropical seca (com entrada de animais), duas áreas de pastagem convencional com poucas árvores e quatro sistemas silvipastoris de *G. ulmifolia* associados com gramíneas (SSP). As áreas adjacentes aos sítios amostrais eram principalmente de cultivos de milho, de curcubitáceas, áreas destinadas a produção pecuária e pequenos fragmentos florestais (Figura 1c).

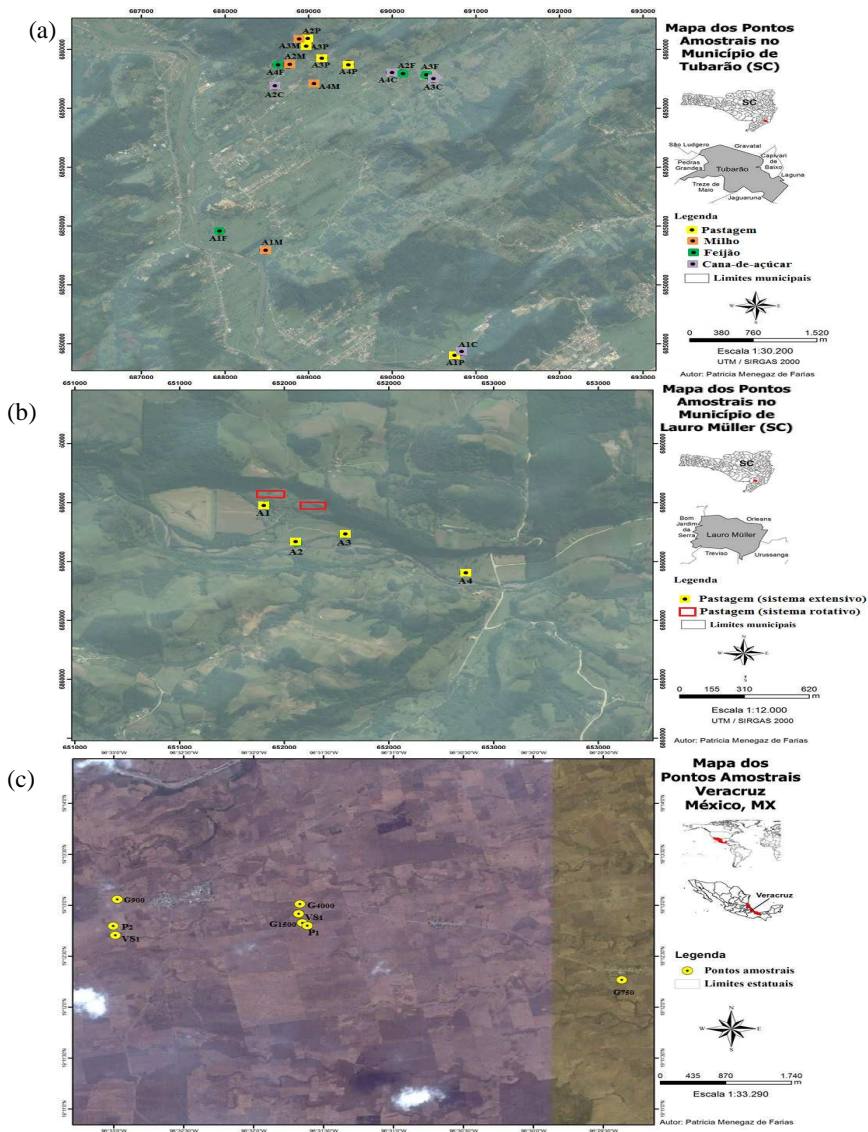
O estado de Santa Catarina (Brasil) é referenciado por realizar agricultura familiar (TEDESCO, 1999; SILVESTRO, 2001; SCHMIDT

& TURNES, 2002), sendo seus principais produtos: criação de suínos, maçã, alho, milho, feijão, fumo e leite (GOVERNO DO ESTADO DE SANTA CATARINA, 2014). A produção de milho (*Zea mays* L.) é destinada em grande parte à indústria de alimentos para aves e suínos, a produção de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) é destinada ao consumo humano e os cultivos de cana-de-açúcar são direcionados principalmente como complemento da alimentação de animais (e.g. bovinos). Cultivos convencionais, com práticas agrícolas intensivas, são os sistemas de produção que predominam nestas culturas.

O sistema pecuário em Santa Catarina (Brasil) é destinado à produção tanto de carne quanto de leite, contudo predomina a bovinocultura de corte. Estima-se que o rebanho bovino catarinense totaliza 4,17 milhões de cabeças (GOVERNO DO ESTADO DE SANTA CATARINA, 2014). O sistema de manejo utilizado basicamente é o extensivo, representando em torno de 80% dos sistemas utilizados (CEZAR et al., 2005). Os sistemas de utilização de pastagens estão associados com a morfologia das plantas, estágio de crescimento, qualidade, persistência e composição botânica, podendo ser de pastejo contínuo ou rotacionado (SILVA & NASCIMENTO JR, 2007).

Outro sistema pecuário utilizado no estado, embora em menor escala, é o rotacionado, o qual se caracteriza pela divisão das áreas em várias seções (piquetes) para a entrada de animais, os quais se alternam de acordo com os resultados de análises fisiológicas, para que a vegetação possa se regenerar até a nova entrada de animais (FUHLENDORF & ENGLE, 2001). No sul do estado de Santa Catarina, onde foram realizados os estudos, o sistema rotacionado utilizado é o *Voisin*, que considera quatro leis para sua aplicação, duas direcionadas ao manejo dos animais (lei do repouso e lei da ocupação) e duas em relação ao manejo da pastagem (lei do rendimento máximo e lei dos rendimentos regulares) (VOISIN, 1967a; SORIO JÚNIOR, 2003). Este sistema preconiza que grande parte da fertilidade do solo depende da riqueza dos elementos minerais assimiláveis disponibilizados pela atividade da fauna edáfica (VOISIN, 1967b). Além disso, a carga animal nos piquetes favorece a deposição de massa fecal concentrada no período de permanência dos animais, logo este recurso pode ser utilizado pela fauna edáfica e disponibilizado para as plantas (ROMERO, 1994).

Figura 1 – Distribuição dos agroecossistemas amostrados nos municípios de Tubarão (a) e Lauro Müller (b), Santa Catarina, Brasil e no município de Paso de Ovejas, Veracruz, México (c). AM = áreas de milho; AF = áreas de feijão; AC = áreas de cana-de-açúcar; AP = áreas de pastagem; VS = vegetação secundária; P = pastagem; G = Sistemas Silvopastoris de *G. ulmifolia* (G_{750} , G_{900} , G_{1500} , G_{4000} = densidades de plantas por hectare). Em linhas vermelhas as áreas de sistema rotativo pecuário.



Em relação à pecuária no território mexicano, esta atividade ocupa 56% da área total, sendo que o estado de Veracruz apresenta o maior rebanho do país no sistema pecuário extensivo (SAGARPA, 2012b), atualmente ocupando o primeiro lugar na produção de carne e sexto lugar na produção de leite no México (SIAP, 2014), assim uma grande proporção de seu território é dedicada a pastagens (50,3%). A maioria dos sistemas pecuários em Veracruz utiliza monocultivos de pastagem com baixa ou mínima diversidade vegetal; estes sistemas convencionais não são ambientalmente sustentáveis a longo prazo devido à modificação dos processos ecológicos para o adequado funcionamento (ciclagem de nutrientes, controle biológico) e à elevada dependência de insumos (fertilizantes e agroquímicos). Por esta razão, o maior impacto ambiental desta atividade está relacionado com: fragmentação dos ecossistemas naturais, erosão e compactação do solo, perda de biodiversidade e poluição das fontes de água e atmosfera (LÓPEZ, 2000).

Na região central de Veracruz, o bosque tropical caducifólio era o principal tipo de vegetação desta região, caracterizado especialmente por apresentar épocas de chuva e de seca marcantes, que influenciam diretamente na vegetação e na fauna (CUEVAS et al., 1998). Nos últimos anos, este ecossistema tem perdido grandes extensões, principalmente devido ao avanço da pecuária extensiva (CARRANZA-MONTAÑO et al., 2003). Para o estado de Veracruz no México, Trejo (2005) reportou que até este ano apenas 30% da superfície deste tipo de bosque está mantida. De acordo com López (2000), os sistemas pecuários do município de Paso de Ovejas, Veracruz central, estão representados por unidades de produção com pouco uso de tecnologia, onde a alimentação está baseada em pastagem de espécies nativas com limitado valor forrageiro e com manejo inadequado.

Entretanto, existem outros sistemas ambientalmente sustentáveis que estão sendo desenvolvidos na região central de Veracruz, como os “*acahuales*”, locais com vegetação secundária de floresta decídua tropical, que foram cultivados ou nos quais houve pastoreio e foram posteriormente abandonados, permitindo o estabelecimento de espécies do banco de sementes do solo. Também há sistemas silvipastoris de plantas lenhosas perenes (árvores e/ou arbustos), os quais são uma alternativa de diversificação da produção e integração da pecuária-floresta-lavoura, promovendo o aumento dos benefícios sociais, econômicos e ambientais para os usuários da terra (HUXLEY, 1983; BHAGWAT et al., 2008; ABDO et al., 2008; SAGARPA, 2012a). Dentre estas, *Guazuma ulmifolia* (Malvaceae:

Sterculiaceae) é uma árvore nativa de regiões tropicais da América Latina (CATIE, 2006) que contribui para a retenção de água, fertilidade dos solos e conservação da diversidade de espécies nos ecossistemas (LÓPEZ, 2008; MANRÍQUEZ-MENDOZA et al., 2011). Esta espécie dificilmente se encontra em bosques primários, sendo característica de zonas de pecuária e formações secundárias de bosque tropical caducifólio. Possui uma resposta favorável e alta resistência à pressão de bovinos, sendo considerada uma árvore de múltiplos usos, devido à grande variedade de produtos para a agricultura, a pecuária e a indústria de medicamentos e cosméticos (MANRÍQUEZ-MENDOZA et al., 2011). As folhas e os frutos possuem boa qualidade nutritiva e são utilizados para alimentação do rebanho (CATIE, 2006). Assim, na região central de Veracruz têm sido implementados sistemas agrossilvipastoris como fonte de forragem associada a gramíneas tropicais (MANRÍQUEZ-MENDOZA et al., 2011).

OBJETIVOS

Objetivo Geral

A pesquisa teve como objetivo estudar as mudanças na diversidade de espécies de besouros escarabeíneos copronecrófagos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) em sistemas agrícolas, pecuários e silvipastoris através de medidas de composição e estrutura de comunidades, analisando as mesmas em relação às características físico-químicas dos solos, ao efeito da qualidade do solo e às práticas de manejo. Adicionalmente, objetivou-se quantificar a taxa de remoção de matéria orgânica exercida por estes organismos em um sistema pecuário rotacionado.

Objetivos dos Capítulos

- **Capítulo I:** Descrever as comunidades de besouros escarabeíneos copronecrófagos que habitam os principais agroecossistemas da região sul do Brasil e relacionar a abundância dos organismos com características físico-químicas do solo;
- **Capítulo II:** Avaliar o efeito da qualidade de solos de sistemas pecuários extensivos no sul do Brasil na abundância

de besouros escarabeíneos copronecrófagos de diferentes guildas funcionais;

- **Capítulo III:** Quantificar as taxas de remoção de massa fecal realizada pela comunidade de besouros escarabeíneos coprófagos em um sistema pecuário rotacionado no sul do Brasil ao longo de diferentes tempos de exposição do recurso;
- **Capítulo IV:** Comparar as mudanças nas assembleias de besouros escarabeíneos copronecrófagos em sistemas pecuários no centro de Veracruz, México e relacionar estas com características edáficas e práticas de manejo.

**CAPÍTULO I: DUNG BEETLES ASSOCIATED WITH
AGROECOSYSTEMS OF SOUTHERN BRAZIL:
RELATIONSHIP WITH SOIL CHARACTERISTICS**

Patrícia Menegaz de Farias & Malva Isabel Medina Hernández

Artigo em processo de revisão no periódico: *Revista Brasileira de
Ciência do Solo*

*“Ceterum, nullius in verba jurans, aliorum
inventa consarcinare haud institui; quae ipse
quaesivi, reperi, repetitis, vicibus diverso que
tempore observavi propono.”*

(Otto Friedrich Müller)

DUNG BEETLES ASSOCIATED WITH AGROECOSYSTEMS OF SOUTHERN BRAZIL: RELATIONSHIP WITH SOIL CHARACTERISTICS

ABSTRACT

Knowing the dung beetles biodiversity in agricultural and livestock environments is the basis for understanding the contribution that these organisms play in nutrient cycling and ecosystem functions. The present study aimed to investigate the structure of copronecrophagous dung beetle communities inhabiting the main agroecosystems in Southern Brazil, and correlate the presence of these organisms to soil characteristics. From December/2012 to April/2013 dung beetle sampling occurred in the municipality of Tubarão, Santa Catarina, Brazil (28°28'S; 48°56'W) in corn, beans, and sugarcane crops, as well as cattle pastures. Beetle capture was performed in 16 sampling sites, four from each agroecosystem, following a standardized methodology: 10 baited pitfall traps (feces and rotting meat), spaced 50 m and exposed for 48 h. The beetles were identified weighed and measured. Soil analyzes were performed in order to correlate data of organic matter, texture, macro and micronutrients, and pH to data of beetle species abundance using a canonical correspondence analysis. It was found a total of 110 individuals belonging to 10 species of dung beetles. Twenty-four individuals from seven species were found in corn crops (with a biomass total of 2.4 g); five individuals from three species (1.8 g) were found in bean crops; 81 individuals from nine species (30.3 g) were found in cattle pasture areas, and lastly, there were no dung beetles recorded in the sugarcane crop. In areas of cattle grazing, the tunnelers *Dichotomius nisus* and *Trichillum externepunctatum* correlated positively with organic matter content, whereas the roller species *Canthon chalybaeus* correlated positively with soil texture, preferring more sandy soils. In corn crop areas *D. nisus* was again correlated with organic matter content. The information regarding the relationship of dung beetles with physical-chemical soil properties may be an important strategy for increasing fertility and management of soil conservation in agroecosystems.

KEYWORDS: agricultural-livestock systems, dung beetles, ecology, soil attributes, species diversity.

BESOUROS ESCARABEÍNEOS ASSOCIADOS A AGROECOSSISTEMAS DO SUL DO BRASIL: RELAÇÃO COM CARACTERÍSTICAS EDÁFICAS

RESUMO

Conhecer a biodiversidade de escarabeíneos em ambientes agrícolas e pecuários é a base para a elucidação da contribuição que exercem estes organismos na ciclagem de nutrientes e nas funções ecossistêmicas. O presente estudo objetivou investigar a estrutura da comunidade de besouros escarabeíneos copronecrófagos que habitam os principais agroecossistemas no sul do Brasil e relacionar a presença destes organismos com características edáficas. De dezembro/2012 a abril/2013 realizou-se amostragens de escarabeíneos no município de Tubarão, Santa Catarina, Brasil (28°28'S; 48°56'O) em cultivos de milho, feijão, cana-de-açúcar e áreas destinadas ao pastejo de bovinos. As capturas dos besouros foram realizadas em 16 sítios amostrais, sendo quatro de cada agroecossistema, seguindo metodologia padronizada: 10 armadilhas de queda com iscas de atração (fezes e carne apodrecida), espaçadas por 50 m e expostas durante 48 h. Os insetos foram identificados, pesados e medidos. Foram realizadas análises de solo a fim de relacionar dados de teor de matéria orgânica, textura, macro e micronutrientes e pH com a abundância das espécies de escarabeíneos através de análises de correspondência canônica. Foi encontrado um total de 110 indivíduos de 10 espécies. Coletamos 24 indivíduos de sete espécies nos cultivos de milho (com uma biomassa total de 2,4 g); cinco indivíduos de três espécies (1,8 g) no cultivo de feijão; 81 indivíduos de nove espécies (30,3 g) nas áreas de pastejo de bovino e não houve registro de escarabeíneos no agroecossistema cana-de-açúcar. Nas áreas de pastejo de bovinos, os escavadores *Dichotomius nisus* e *Trichillum externepunctatum* relacionaram-se positivamente com o teor de matéria orgânica, enquanto que a espécie roladora *Canthon chalybaeus* se relacionou positivamente com a textura do solo, preferindo solos arenosos. Nas áreas de cultivo de milho, *D. nisus* novamente esteve relacionado com o teor de matéria orgânica. Estas informações sobre a relação dos besouros escarabeíneos com propriedades físico-químicas dos solos pode constituir uma importante estratégia para o aumento da fertilidade e manejo da conservação de solos em agroecossistemas.

PALAVRAS-CHAVE: atributos do solo, besouros escarabeíneos, diversidade de espécies, ecologia, sistemas agrícolas-pecuários.

INTRODUCTION

Soil is the regulating center of nutrient cycling processes, both in natural ecosystems and agroecosystems (Constanza et al., 1997; Folster and Khanna, 1997; Slade et al., 2007). This process is a result of a variety of interconnected systems (Howarth et al., 2002) that reflect the integrated metabolism of ecological communities as a whole (Delitti, 1995). In soil, micro, meso and macrofauna promote the mineralization of nutrients from organic forms to inorganic forms assimilable by plants (Delitti, 1995; Lavelle and Spain, 2001; Lavelle et al., 2006). The macrofauna actions in nutrient cycling includes the fragmentation of plant residues and the stimulation of microbial activity, and exerts direct influence on soil structure when redistributing organic material and microorganisms, as well as increasing soil aeration and humidification (Hendrix et al., 1990; González et al., 2001; Lavelle and Spain, 2001; Armúa et al., 2004). Physical-chemical properties and processes are mediated by soil biota, which also affects soil quality (Brussaard et al., 2004; Decaën et al. 2006). However, the most used indicators refer to the organic matter content and macroelements (e.g. nitrogen and phosphorous), where the emphasis on soil fauna knowledge, principally in regards to functions executed by these organisms, is almost absent in determining an environment's soil quality (Hendrix et al., 1990; Doran and Zeiss, 2000; Brussaard et al., 2004). Changes in the structure of soil organisms communities can generate in the long run, a response of nutritional status and physical and chemical structure of soil (Arshad and Martin, 2002; Brussaard et al., 2004).

The dung beetles of the subfamily Scarabaeinae are organisms that contribute actively to the ecological process of nutrient cycling through the burial of decomposing organic matter and in the construction of galleries for nesting within the soil (Halfpeter and Mathews, 1966; see review by Nichols et al., 2007). The ecosystem function that many species exert in building these nesting galleries and food storage areas allows edaphic aeration, water and nutrient infiltration, and helps contribute to nutrient cycling through mineralization (Bornemissza, 1970; Brussaard and Runia, 1984; Halfpeter and Edmonds, 1982; Mittal, 1993; Miranda et al., 1998; Bang et al., 2005). The influence on soils physical structure promoted by the formation of these galleries can be observed directly within them, and vary from 10 cm to one meter in depth, depending on the species and the soil type (Brussaard and Runia, 1984; Halfpeter and Edmonds, 1982; Edwards and Aschencorn, 1987). Adults and larva from this subfamily are detritivores, and use decaying

organic material as food resources, such as mammal excrements, dead animal carcasses, and rotting vegetable matter, and other resources (Halffter and Mathews, 1966). According to feeding habits, the Scarabaeinae dung beetles can be categorized as saprophagous, coprophagous, necrophagous or generalists. Furthermore depending on how the resource is used for feeding and reproduction, they can be divided into three functional groups: telecoprids or rollers (the food balls are conducted until burial occurs); paracoprids or tunnelers (tunnels are dug next to or below the food source); and endocoprids or residents (feed and reproduce inside the food resource) (Halffter and Mathews, 1966; Halffter and Favila, 1993; Simmons and Ridsdill-Smith, 2011). They live in a great variety of habitats and significant variation in the spatial and temporal for availability of food, as well as the quality and dung, especially with the presence of mammals that contribute to resource use (Barbero et al., 1999).

In general, the structure of beetle communities is influenced by the high competition for scarce and ephemeral food resources (Hanski and Cambefort, 1991, Simmons and Ridsdill-Smith, 2011). In addition, communities are strongly affected by habitat loss and in areas with agricultural or forestry practices there are a decrease in abundance, richness and total biomass of these beetles (Kalisz and Stone, 1984; González et al., 2001). Consequently this affects the ecological functions they provide such as removal and burial of organic material and secondary seed dispersion (Swift, 1997; Braga et al., 2013). Changes also occur in species composition, with possible local extinction of some species (Hernández and Vaz-de-Mello, 2009), and since these organisms respond quickly to the effects of habitat degradation, such as destruction, fragmentation, and isolation, they are used as bioindicators of environmental quality (Halffter and Favila, 1993; Gardner et al., 2008; Barlow et al., 2010). Studies have shown that physical and chemical soil properties affect the diversity, structure and reproduction of dung beetles (Arellano et al., 2008; Martínez et al., 2009; Brown et al., 2010; Arellano and Castillo, 2014; Silva et al., 2015; Farias et al., 2015). Such as humidity content can promote the survival and reproductive success of some dung beetles species (Sowig, 1995; Martínez et al., 2009). In crops and pastures has been seen that the recycling of nutrients and soil bioturbation exerted by Scarabaeinae beetles allows plants to use the resources of the soil in a most efficient way and that have better performance (Bornemissza 1970; Galbiati et al., 1995; Bang et al., 2005; Hanafy, 2012).

Studying dung beetles associated with agricultural and livestock environments allows for a greater appreciation of the ecosystem functions that these organisms provide for agroecosystems, and elucidate their relationship with soil characteristics, enabling the adoption of conservation practices in soil use. Then, we hypothesize that the abundance and biomass of dung beetles are influenced by physicochemical attributes of the soil. It is expected that in soils with low quality, in which the physicochemical properties are below or above the recommended for crops, occurs a decrease both in abundance as the biomass of beetles. Therefore, this study aimed to describe the structure of dung beetle communities inhabiting the main agroecosystems of Southern Brazil, and correlate the presence of these organisms to the soil's physical and chemical characteristics in these environments.

MATERIAL AND METHODS

Study area and sampling site characterization

The study was conducted in the municipality of Tubarão, Santa Catarina state, Southern Brazil (28°28'S; 48°56'W). The climate in the region according to the Köppen climate classification is humid subtropical (Pandolfo et al., 2002) and the soil is classified as cambisol and clay. Crops of sugarcane, corn, cassava, beans, vegetables, pasture, eucalyptus, and Atlantic Forest fragments characterize the as regions rural landscape. Sixteen sampling sites were selected in four agroecosystems: four areas of corn (*Zea mays* L.) crops; four areas of beans (*Phaseolus vulgaris* L.); four areas of sugarcane (*Saccharum officinarum* L.); and four areas of cattle pasture (grass species used: *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster and *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster). The areas, over 10,000 m², were located among 9 and 50 m of altitude, with a minimum distance of 1 km and a maximum of 10 km between areas/agroecosystems and had conventional management systems, with application of pesticides insecticides (acetamiprid, neonicotinoid, alfa-cypermethrin; benfuracarbe; acephate; carbaryl; fipronil), herbicides (ametryn; glyphosate), fungicides (carbendazim; fludioxonil; kresoxim-methyl), and chemical fertilizers. Cattle grazing areas were characterized by extensive livestock systems, and only agrochemicals were used (eg. herbicide (glyphosate), veterinary pharmaceutical (ivermectin and triclofon) and insecticides (chlorpyrifos, benzofuranyl methyl carbonate)), without the addition of chemical fertilizers.

In each agroecosystem (all sampling sites), soil samples were collected at 0-20 cm deep, in order to correlate soil characteristics, such as organic matter content, texture, macro and micronutrients, and pH with community beetle variables (species, richness, abundance and biomass) captured in each agroecosystem. The procedure for collecting a simple soil sample was established by (see Chitolina et al., 2009). In each sampling area 20 soil samples were collected distributed spatially in a zigzag every 15 m, for each sample 500 g of soil was collected using an auger. Subsequently, 10 kg of soil from each area were homogenized and reduced to the appropriate amount to form a composite sample (around 500 g). The material was stored in plastic bags and sent to the laboratory of the Agricultural Development Company of Santa Catarina (CIDASC) for analysis, in order to obtain the physical and chemical characteristics of the agroecosystems environments (Table 1). The physical-chemical characteristics of the studied agroecosystem soils found that the soil texture of corn and bean crops was within class 3, while the sugarcane and cattle grazing areas were class 4. According to the Brazilian Soil Classification System, a class 3 refers to arable land, while class 4 is occasionally arable land. In all the sampled environments the soil was considered acidic (mean pH of 5.1), so they were characterized as sandy soil in accordance to the mean CTC (8.7 ± 1.75), and had low organic matter content (details can be found in Table 1).

Soil quality can be defined by the ability of the soil to perform its functions to sustain biological productivity, maintain environmental quality, and promote the health of plants and animals (SSSA, 1997). With the results obtained in the soil analysis, the soil quality was determined for the sampled sites, where a soil of quality is considered one that remains within the limits necessary for preservation of productivity and biodiversity (CQFS-RS/SC, 2004). The soil quality was deemed medium for the studied agroecosystem sites, according to the collected soil parameters.

Table 1: Values of soil characteristics (mean +/- SD) in cattle pasture agroecosystems, corn, bean and sugarcane in the region of Tubarão, Santa Catarina, southern Brazil.

Agroecosystem	MO% (m/v)	CTC (molc/L)	pH	% clay	Na (ppm)	P (ppm)	K (ppm)	Ca (cmolc/L)	Al (cmolc/L)	Mg (cmolc/L)
Pasture										
Area1P	2.3	9.14	5.8	14	37	47.7	118	3.5	< 0.3	1.7
Area2P	1.3	5.50	4.5	16	8	> 50.0	78	0.7	1.0	0.3
Area3 P	2.2	5.08	5.0	13	7	6.6	60	0.7	0.5	0.3
Area4 P	2.2	6.12	4.5	14	7	2.6	51	1.2	1.0	0.4
Mean ± (SD)	2.0 ± 0.23	6.46 ± 0.91	5.0 ± 0.30	14.3 ± 0.62	14.8 ± 7.42	18.9 ± 11.24	76.8 ± 14.85	1.5 ± 0.66	0.83 ± 0.23	0.6 ± 0.34
Corn crop										
Area1C	1	4.79	6.2	22	6	41.9	70	2.2	< 0.3	1
Area2 C	3.1	13.56	4.8	21	22	30.5	182	2.8	1.9	1.5
Area3 C	2.8	12.66	5.1	28	17	41.2	346	3.3	1.3	1.5
Area4 C	2.7	11.74	5.1	28	18	37.6	315	3.2	1.6	1.5
Mean ± (SD)	2.4 ± 0.47	10.68 ± 2.00	5.3 ± 0.30	24.8 ± 1.88	15.8 ± 3.42	37.8 ± 2.60	228.3 ± 63.62	2.8 ± 0.24	1.6 ± 0.41	1.3 ± 0.12
Bean crop										
Area1 B	1.5	4.39	4.9	22	4	43.1	72	0.7	0.5	0.4
Area2 B	2.4	7.43	4.8	25	5	> 50.0	161	0.9	1.4	0.6
Area3 B	1.3	3.45	5.1	15	4	42.3	57	0.7	0.5	0.4
Area4 B	0.9	2.84	4.7	15	3	37.9	34	0.6	0.5	0.4
Mean ± (SD)	1.5 ± 0.31	4.5 ± 1.01	4.9 ± 0.08	19.3 ± 2.52	4.0 ± 0.40	41.1 ± 10.33	81.0 ± 27.78	0.7 ± 0.06	0.7 ± 0.22	0.5 ± 0.05
Sugarcane crop										
Area1 SC	2.9	15.41	4.9	25	22	41.4	184	3.6	1.6	1.5
Area2 SC	3.0	15.4	4.9	26	20	40.6	223	3.5	1.6	1.5
Area3 SC	4.2	8.66	6.1	17	9	> 50.0	339	3.5	< 0.3	1.5
Area4 SC	2.9	8.43	5.9	16	9	> 50.0	196	3.4	< 0.3	1.4
Mean ± (SD)	1.5 ± 0.31	4.5 ± 1.01	4.9 ± 0.08	19.3 ± 2.52	4.0 ± 0.40	41.1 ± 10.33	81.0 ± 27.78	0.7 ± 0.06	0.7 ± 0.22	0.5 ± 0.05

Sampling of dung beetles

Pitfall traps were baited with human feces (20 g) or with decaying pork meat (20 g) to attract coprophagous and necrophagous species, respectively. Pitfall traps consisted of plastic container (20 cm in diameter; 20 cm deep), and placed with the edge at soil level. In the interior of each trap, water and a 3 % neutral liquid detergent solution was added. This is the most commonly used methodology to collect dung beetles, and it is efficient in capturing most species from this group (Lobo et al., 1988). Each bait was wrapped in a voile type tissue and suspended in a rain protection cover, at a height of 10 cm.

The sampling protocol, with four replicates for each agroecosystem studied, respecting border 20 m in each sampling area and minimum distance of 1000 meters of native forest, consisted of five sampling points, corresponding to a pair of spaced traps 50 m apart and between each point; this distance reduces the influence between sets of traps in the sampling Scarabaeinae (Larsen and Forsyth, 2005), although recently there proposed as the distance sampling protocol was increased to 100 m (Da Silva and Hernández, 2015). Two samples were taken at each site: for bean and corn crops one sample was carried out at the beginning of the season (two weeks after planting) and the other was carried out near the harvest. In sugarcane crop areas and cattle grazing areas a sample was collected at the beginning of summer, and the second was taken at the end of the season. The sampling effort totaled 80 traps per agroecosystem.

After 48 h of exposure the beetles captured in the traps were preserved in a 70 % alcohol solution. In the laboratory, all of the beetles were weighed (dry weight) and body size was measured (from the clypeus to pygidium) for each individual. The individuals were dried at 40 °C, for at least 72 h. The species were identified at the genus level using Vaz-de-Mello et al., (2011) and Dr. Fernando Zagury Vaz-de-Mello, at the Universidade Federal de Mato Grosso, Brazil, confirmed species identification. The collected material was deposited in the Entomological Collection of Centro de Ciências Biológicas at the Universidade Federal de Santa Catarina, Brazil, at the Entomological Collection the Centro de Desenvolvimento Tecnológico Amael Beethoven Villar Ferrin at the Universidade do Sul de Santa Catarina and duplicates can be found in the Entomological Collection at the Universidade Federal de Mato Grosso.

Statistical Analysis

The copronecrophagous dung beetle community was described through measures of species richness, abundance and biomass, and the total abundances and biomass of captured beetles were compared between agroecosystems using analysis of variance, followed by a Tukey test. Biomass data was transformed using $\sqrt{x+1}$, to reduce heteroscedasticity. Dominance-diversity graphs (in \log_{10}) were used to explore the relationship between species in the community through measures of species abundance and biomass in the agroecosystems studied. Species accumulation curves were constructed to evaluate sampling efficiency and calculations of the estimators Chao 1 and Jackknife 1 (with a confidence interval of 95 %) were performed to estimate species richness in agroecosystems. The analyses were performed using EstimateS v.9.1.0 (Colwell et al., 2012).

In order to test the hypothesis that the distribution of species abundance and biomass of dung beetle are influenced by soil attributes a canonical correspondence analysis (CCA) for each agroecosystem was performed in the R program (R Core Team, 2014).

RESULTS

A total of 110 dung beetles belonging to six genera and 10 species were collected. In cattle pastures nine species were found, meanwhile in the corn crop seven species were found, and in the bean crop only three species were found (Table 2); in the sugarcane crop no dung beetles were collected. The most abundant species in the region were: *Dichotomius nisus* (Olivier, 1789) and *Canthon chalybaeus* Blanchard, 1845 representing together 68.1% of the total individuals captured. Five species of the telecoprids were captured, four paracoprids, and only one endocoprid species. In regards to eating habits five coprophagous species were collected, two necrophagous species, and three generalists. The size of the species ranged from 3.6 mm (*Trichillum externepunctatum* Preudhomme de Borre, 1886) to 22 mm in length (*D. nisus*) with a mean dry weight varying between 1.7 mg to 560.6 mg (Table 2).

Table 2: Copronecrophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) from agroecosystems in Tubarão, Santa Catarina, Southern Brazil, and species ecological characteristics. MDW: Mean dry weight (mg). Mean Size (mm). FP: Food preference based on literature (C: coprophagous, G: generalist, N: necrophagous), FG: Functional guild based on literature (P: paracoprid, T: telecoprid, E: endocoprid). N: number of individuals. B: total biomass (mg) SC= sugar cane

	Species	SIZE		MDW		Agroecosystems			SC	N/B
		(mm)	(mg)	FP	FG	Pasture N/B	Corn N/B	Bean N/B		
1	<i>Canthon</i> aff. <i>mutabilis</i> Lucas, 1857	6.3	22.0	C	T	0/0	1/22.0	0/0	0/0	1/22.0
2	<i>Canthon chalybaeus</i> Blanchard, 1845	8.5	20.6	G	T	11/226.6	9/185.4	0/0	0/0	20/412.0
3	<i>Canthon luctuosus</i> Harold, 1868	6.7	16.0	N	T	1/16.0	2/32.0	0/0	0/0	3/48.0
4	<i>Canthon rutilans cyanescens</i> Harold, 1868	10.8	45.5	G	T	4/182.0	4/182.0	0/0	0/0	8/364.0
5	<i>Deltochilum multicolor</i> Castelnau, 1840	16.3	227.3	N	T	5/1136.5	3/681.9	1/227.3	0/0	9/2045.7
6	<i>Dichotomius</i> aff. <i>sericeus</i> (Harold, 1867)	17.2	134.0	G	P	1/134.0	0/0	0/0	0/0	1/134.0
7	<i>Dichotomius nisus</i> (Olivier, 1789)	22.4	560.6	C	P	50/28030.0	3/1681.8	2/1121.2	0/0	55/30833.0
8	<i>Eurysternus parallelus</i> Castelnau, 1840	14.6	32.2	C	E	4/128.8	0/0	0/0	0/0	4/128.8
9	<i>Ontherus sulcator</i> (Fabricius, 1775)	15.5	96.1	C	P	2/192.2	2/192.2	2/192.2	0/0	6/576.6
10	<i>Trichillum externepunctatum</i> Preudhomme de Borre, 1886	3.6	1.7	C	P	3/5.1	0/0	0/0	0/0	3/5.1
Abundance and Total Biomass						81/30051.2	24/2977.2	5/1540.7	0/0	110/35728.4
Species richness						9	7	3	0	10

The species accumulation curves demonstrated sample efficiency in dung beetle richness in the agricultural and livestock environments (Figure 1). The number of species observed in each agroecosystem was similar to the number of expected species based on richness estimators (Chao 1, Jackknife 1) and indicate sampling efficiency in local richness, with an observed richness of at least 75% of the estimated richness (Table 3). In addition, using the confidence intervals it is possible to observe that species richness was significantly greater in pasture areas, intermediate in corn crops, and smaller in bean crops (Table 3).

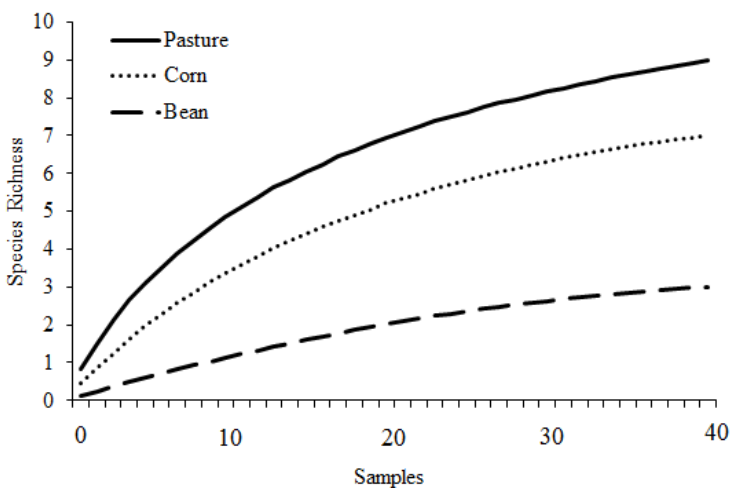


Figure 1: Species accumulation curve for dung beetles present in four agroecosystems: cattle pasture areas (Pasture), corn crops (Corn) and bean crops (Bean), sampled with baited pitfall traps in the region of Tubarão, Santa Catarina, Southern Brazil. No dung beetles were collected in sugar cane crops.

Dung beetle abundance was significantly greater in cattle grazing areas in comparison with the other agroecosystems ($F=16.02$; $df = 3$; $p < 0.0001$), possibly because it is an environment where there is a greater availability of resource for beetles, but a greater abundance was observed in corn crops than bean crops. Consequently, total biomass by

agroecosystem was also greater in livestock systems in comparison to crop areas ($F=7.47$; $df = 3$; $p = 0.0029$) (Table 3).

Dichotomius nisus was the species with the greatest abundance in pasture areas and in bean crops (Figure 2a). Two species were dominant in cattle grazing areas, *D. nisus* (61.7%) and *C. chalybaeus* (13.6%), which together represented 75.3% of the total number of individuals sampled in this agroecosystem. In corn crops the dominant species were *C. chalybaeus* and *Canthon rutilans cyanescens* Harold, 1868, which represent 29.2% of the total abundance. In the bean agroecosystem, the dominant species of dung beetle was *D. nisus* (40%) (Figure 2a). In terms of biomass, all studied environments had a strong participation from *D. nisus* e *Deltochilum multicolor* Balthasar, 1939 (Figure 2b).

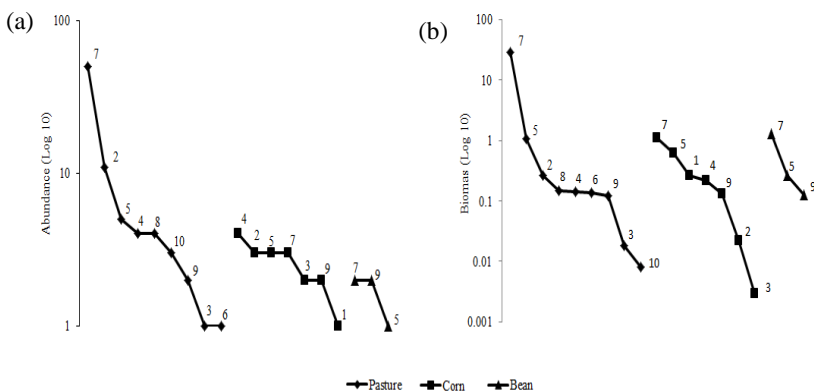


Figure 2: Relative dominance-diversity between dung beetle species present in agroecosystems in the region of Tubarão, Santa Catarina, Southern Brazil. (a) dominance-abundance by agroecosystem; (b) dominance-biomass by agroecosystem. The numbers represent dung beetle species in Table 2.

The dung beetle species distribution by agroecosystem demonstrated that certain species relate with certain attributes soil. For pasture areas the canonical correspondence analysis was significant ($F = 2.12$; $p = 0.0018$), where the first axis explained 41% of the variance and the second axis 29 %. *Dichotomius nisus* and *T. externepunctatum* related positively to this agroecosystem with organic matter content, that had a mean of $2.0 \pm 0.23\%$ ($F = 3.25$; $p = 0.004$), while *C. chalybaeus* correlated positively with clay soil content ($F = 3.50$; $p = 0.003$). In corn

crop areas the analysis was also significant ($F = 2.25$; $p = 0.003$), where the first axis explained 62% of the variance. In this environment, *D. nisus* presented positive correlation with organic matter content ($F = 2.25$; $p = 0.036$). For bean cultivation area the analysis was not significant ($F = 0.54$; $p = 0.86$), due to the low number of individuals collected. There was no observed correlation between abundance and soil nutrient content in the agroecosystems. As regards to the biomass of species dung beetles observed in agroecosystems we recorded that only the species *D. nisus* was correlated with soil properties. The canonical correspondence analysis was significant only for grazing areas of livestock ($F = 3.99$; $p = 0.001$), where the first axis explained 62% of variance and the second axis 21%; other agroecosystems was not significant (corn, $F = 1.32$, $p = 0.321$, beans, $F = 0.94$, $p = 0.999$). *Dichotomius nisus* was related positively with organic matter content ($F = 4.31$; $p = 0.001$) and the phosphorus content ($F = 5.32$; $p = 0.005$).

Table 3: Observed and estimated species richness calculated using estimators Chao 1 and Jackknife 1 (with 95% confidence intervals), total biomass (sum of all the individuals mass) by agroecosystem of dung beetle communities in agroecosystems in the region of Tubarão, Santa Catarina, southern Brazil.

	Pastures	Corn crop	Bean crop
Abundance (N)	81	24	5
Richness (S)	9	7	3
Estimated richness			
Chao 1	9.5 (9.0-17.2)	7.0 (7.0-8.0)	3.0 (3.0-5.3)
Jackknife 1	11.9 (10.2-13.5)	8.9 (7.0-10.9)	3.9 (3.0-4.9)
Total biomass	30.346 g	2.386 g	1.811 g

DISCUSSION

The livestock environment, as expected, showed the greatest dung beetle richness, abundance, and biomass among the studied ecosystems, since it provides a greater quantity of food resources (cattle feces). Because that the selection of excreta to the consumption of these organizations is

closely related to the provision of resources for habitat type used (Barbero et al., 1999). Biomass reflects dung beetles contributions to ecological functions, thus their provision of ecosystem services, especially in regards to nutrient cycling (Nervo et al., 2014). The dominant species in pasture areas was *D. nesus*, it is a large (more than 2 cm in length), tunneler, nocturnal species from the Coprini tribe. This beetle species is important in livestock areas because it has been considered efficient in cattle dung removal (Mariategui et al., 2001; Da Silva et al., 2008; Nervo et al., 2014). These characteristics suggest that *D. nesus* is that most contributes to the nutrient cycling process and organic matter mineralization in this environment.

The areas with corn cultivation had seven of the ten species found in this study the region, which makes it an environment that may offer food resources to dung beetles since the deposited straw attracts small rodents. The most abundant species was *C. chalybaeus*, a species from the Deltochilini tribe, with a body size around one centimeter in length, this species is roller, diurnal, and is frequently found in carcasses (Mittal, 1993). The low species richness and abundance in the bean crops could be due to a lack of food resources for dung beetles within these crops. The fact that no species were registered in the sugarcane crops may be attributed to the management system utilized in these areas, where straw is burned, a practice used by most farmers. The fire may have negative effects on species, not only directly, such as animal death, but also long-term indirect effects, such as habitat loss (Armúa et al., 2004; Bodí et al, 2012; Boulanger et al., 2013). Arellano and Castillo-Guevara (2014) reported no effect on the species richness of dung beetles in forest areas that suffered uncontrolled fires, but there have been important changes in the C/N ratio in the soil of these environments.

Our results showed that abundance and biomass of dung beetles species from the paracoprid functional group (tunnellers), *D. nesus* and *T. externepunctatum* correlated with organic matter content in the soil, suggesting the importance of these organisms in the process of nutrient cycling. This analysis suggests that dung beetle species, not only utilize environments with greater resources availability but they also influence soil quality. The dung beetle species distribution by agroecosystem demonstrated that certain species relate to certain soil characteristics.

Dung beetles depend on soil porosity and moisture for nesting, and consequently viability of its larvae (Osberg et al., 1993; Sowig, 2005). In our study *C. chalybaeus*, a ball-roller species, was associated to soil texture (clay, silt, and sand) in corn crops, suggesting that the

porosity and permeability of the type of soils are important in maintaining dung beetles in agroecosystems. In semideciduous forests the structure of functional guilds is influenced by changes in the proportion of clay in the soil in a local scale. A recent study found that in clayey soils the abundance of small paracoprid beetles was low and the small telecoprids was high (Silva et al., 2015). Compact soils may limit the execution of this incorporation of organic matter function performed by dung beetles, nevertheless when overcoming physical soil barriers, the beetles may contribute to the improvement of soil's chemical characteristics, and therefore provide plants with nutrients (Haynes and Williams, 1993). Soil preparation for cultivation, including pasture areas (except native pastures), modify biota and the nutrient dynamic present in the soil, since it is principally comprised of soil aeration with a disk harrow, as well as the use of agricultural fertilizers and corrective agents. Our study shows that a few species of dung beetles species are influenced by the soil quality of agroecosystem studied. The conservation of these organisms in agricultural livestock environments, coupled with the adoption of conservation management practices, allows the maintenance of ecosystem services in these environments. The information the about relationship between dung beetles and physical-chemical soil properties may be an important strategy for increasing fertility and management of soil conservation in agroecosystems. Our contribution also provides grants to behavioral ecology studies of these organisms, since to know the relationships between the physical and chemical soil and an abundance of dung beetles provides the understanding of factors that may be influencing the nesting and the allocation of resources that group, since the soil is the environment in which these organisms live.

CONCLUSIONS

1. *Dichotomius nisus* was the species with the greatest abundance in pasture areas and in bean crops in southern Brazil.
2. Paracoprid dung beetles species were correlated with organic matter content in the soil and species belonging to the rollers functional group was associated to soil texture in corn crops, preferring sandy soils.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the farmers for providing study areas. We thank Fernando Ianni for valuable assistance in logistics and field support. We thank the Dr. Fernando Vaz de Mello for confirming the dung beetle identification. PMF is grateful for financial scholarship from Support Fund for Higher Education of Santa Catarina State and MIMH is grateful to CNPq (Process 309030/2013-7) for a Productivity Research fellowship. We thank M.E. Favila and L. Arellano and two anonymous reviewers for their comments and suggestions, which improved this manuscript.

REFERENCES

- Armúa AC, Bernardis AC, Mazza SM, Goldfarb MC. Efecto del fuego sobre la fauna de invertebrados de un pastizal al Noreste de Corrientes. *Agrotecnia*. 2004; 13:3–7.
- Arellano L, León-Cortés J, Halffter G. Response of dung beetle assemblages and their conservation in remnant natural and modified habitats in southern Mexico. *Insect Conserv. Diver.* 2008; 1: 253–262.
- Arellano L, Castillo-Guevara C. Efecto de los incendios forestales no controlados en el ensamble de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en un bosque templado del centro de México. *Rev. Mex. Biodivers.* 2014; 85: 854–865.
- Arshad MA, Martin S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agric Ecosyst Environ.* 2002; 88:153-60.
- Bang HS, Lee JH, Kwon OS, Na YE, Jang YS, Kim WH. Effects of paracoprid dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) on the growth of pasture herbage and on the underlying soil. *Appl Soil Ecol.* 2005; 29:165-71.
- Barlow J, Louzada J, Parry L, Hernández MIM, Hawes J, Peres CA, Vaz-de-Mello FZ, Gardner TA. Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: a field test on Amazonian dung beetles. *J Appl Ecol.* 2010; 47:779-88.
- Barbero E., Palestrini C., Rolando A. Dung beetle conservation: effects of habitat and resource selection (Coleoptera: Scarabaeoidea). *J Insect Conserv.* 1999; 3:75–84.

Bodí MB, Cerdà A, Mataix-Solera J, Doerr SH. Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica. *Bol Assoc Geogr Esp.* 2012; 58:33–56.

Bornemissza GF. Insectary studies on the control of dung breeding flies by the activity of the dung beetle, *Onthophagus gazelle* F. (Coleoptera: Scarabaeidae). *Aust J Entomol.* 1970; 9:31–41.

Boulanger Y, Sirois L, Hébert C. Distribution patterns of three long-horned beetles (Coleoptera: Cerambycidae) shortly after fire in boreal forest: adults colonizing stands versus progeny emerging from trees. *Environ Entomol.* 2013; 42:17–28.

Braga RF, Korasaki V, Andresen E, Louzada J. Dung beetle community and functions along a habitat-disturbance gradient in the Amazon: a rapid assessment of ecological functions associated to biodiversity. *PLoS One.* 2013; 8: 1–12, e57786.

Brown J, Scholtz CH, Jean-Loius J, Grellier S, Podwojewski P. Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) can improve soil hydrological properties. *App. Soil Ecol.* 2010; 46: 9–16.

Brussaard L, Runia LT. Recent and ancient traces of scarab beetles activity in sandy soils of Netherlands. *Geoderma.* 1984; 34:229-50.

Brussaard L, Kuyper TW, Didden WAM, de Goede RGM, Bloem J. Biological soil quality from biomass to biodiversity - Importance and resilience to management stress and disturbance. In: Schjøning P, Elmholt S, Christensen BT, editors. *Managing soil quality: Challenges in modern agriculture.* Cambridge: CAB Commonwealth Agricultural Bureaux International; 2004. p.139-61.

Constanza R, D'arge R, De Groot R, Farbeck S, Graso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'neil RV, Paruelo J, Raskin RG, Suttokk P, Van Den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature.* 1997; 387:253-60.

Colwell RK, Chao A, Gotelli NJ, Lin AY, Mao CX, Chazdon RL, Longino JT. Models and estimators linking individual based and

sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *J Plant Ecol.* 2012; 5:3-21.

Chitolina JC, Prata F, Silva FC, Coelho AM, Casarini DCP, Muraoka T, Viti AC, Boaretto AE. Amostragem de solo para análises de fertilidade, de manejo e contaminação. In: Silva FC, editor. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, DF: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária; 2009. p. 25-57.

Comissão de Química e Fertilidade Do Solo - CQFS-RS/SC. Manual de Adubação e Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 10^a ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; 2004.

Daily GC. Ecological Forcasets. *Nature.* 2001; 411:245.

Delitti WBC. Estudos de Ciclagem de Nutrientes: Instrumentos para análise funcional de ecossistemas terrestres. *Oecol Brasiliensis.* 1995; 1:469-86.

Decaën T, Jiménez JJ, Gioia C, Measey GJ, Lavelle P. The values of soil animals for conservation biology. *Eur J Soil Biol.* 2006; 42: S23–S38.

Doran JW, Zeiss MR. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Appl Soil Ecol.* 2000; 15:3-11.

Edwards PB, Aschenborn HH. Patterns of nesting and dung burial in *Onitis* dung beetles: implications for pasture productivity and fly control. *J Appl Ecol.* 1987; 24:837-51.

Farias PM de, Arellano L, Hernández MIM, Lopez SO. Response of the copro-necrophagous beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) assemblage to a range of soil characteristics and livestock management in a tropical landscape. *J. Insect Conserv.* 2015; 19: 947-960.

Folster H, Khanna PK. Dynamics of nutrient supply in plantation soils. In: Nambiar EKS, Brown AG, editors. ACIAR Management of soil, nutrients and water in tropical plantation forests ,onograph. Austrália: ACIAR Monographs; 1997.

Galbiati C, Bensi C, Conccição CHC, Florcovski JL, Calafiori, MH, Tobias ACT. Estudo comparativo entre besouros do esterco *Dichotomius analypticus* (Mann, 1829). *Ecosistema* 1995; 20: 109-118

Gardner TA, Hernández MIM, Barlow J, Peres CA. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests in Neotropical dung beetles. *J Appl Ecol.* 2008; 45:883-893.

González G, Ley RE, Schmidt SK, Zou X, Seastedt TR. Soil ecological interactions: comparisons between tropical and subalpine forests. *Oecologia.* 2001; 128:549-556.

Halfpter G, Edmonds WD. The Nesting Behavior of Dung Beetles (Scarabaeinae): An Ecological and evolutive approach. *Man and the Biosphere Program UNESCO.* México, 1982, p. 177.

Halfpter G, Favila ME. The Scarabaeidae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analyzing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscapes. *Biol Int.* 1993; 27:15-21.

Halfpter G, Mathews EG. The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae). *Folia Entomol Mexic.* 1966; 12:1-312.

Hanafy HEM. Effect of dung beetles, *Scarabaeus sacer* (Scarabaeidae: Scarabaeinae) on certain biochemical contents of leaves and fruits of tomato and squash plants. *JASR.* 2012; 8: 4927-4936.

Hanski I, Cambefort Y. Competition in dung beetles. In: Hanski I, Cambefort Y, editors. *Dung beetle ecology.* Princeton: Princeton University Press; 1991. p. 305-329.

Haynes RJ, Williams PH. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Adv Agron.* 1993; 49:119-199.

Hendrix PF, Crossley DA Jr., Blair JM, Coleman DC. Soil biota as components of sustainable agroecosystems. In: Edwards CA, Lal R, Madden P, Miller RH, House G, editors. *Sustainable Agricutural*

Systems. Ankeny: Soil and Water Conservation Society; 1990. p. 637-654.

Hernández MIM, Vaz-de-Mello F. Seasonal and spatial species richness variation of dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae s. str.) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Rev. Bras. Ent.* 2009; 53:607-613.

Howarth RW, Sharpley A, Walker D. Sources of nutrient pollution to coastal waters in the United States: Implications for achieving coastal water quality goals. *Estuaries.* 2002; 25:656-676.

Kalish PJ, Stone EL. Soil mixing by scarab beetles and pocket gophers in north central Florida. *Soil Sci Soc Am J.* 1948; 48:169-172.

Larsen TH, Forsyth A. Trap spacing and transect design for dung beetle biodiversity studies. *Biotropica.* 2005; 37:322-325.

Lavelle P, Spain AV. *Soil Ecology.* Amsterdam: Kluwer Scientific Publications; 2001.

Lavelle P, Decaëns T, Aubert M, Barota S, Blouina M, Bureau F, Margerie P, Mora P, Rossi JP. Soil invertebrates and ecosystem services. *Eur J Soil Biol.* 2006; 42:S3-S15.

Lobo JM, Martín-Piera F, Veiga CM. Las trampas pitfall con sebo, sus posibilidades en el estudio de las comunidades coprófagas de Scarabaeoidea (Col.). I. Características determinantes de su capacidad de captura. *R Ecol Biol Sol.* 1988; 25:77-100.

Mariategui P, Speycis C, Urretabizkaya N, Fernández E. Efecto de *Ontherus sulcator* F. (Coleoptera: Scarabaeidae) en la incorporación de estiércol al suelo. *Zool Trop.* 2001; 19:131-138.

Martínez JN, García H, Pulido LA, Ospino D, Narváez JC. Escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeinae) de la vertiente noroccidental, sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Neotrop. Entomol.* 2009; 38: 708-715.

Miranda CHB, Santos JCC, Bianchin I. Contribuição de *Onthophagus gazella* à melhoria da fertilidade do solo pelo enterrio de massa fecal bovina fresca. *R. Bras Zoot.* 1998; 27:681-685.

- Mittal IC. Natural manuring and soil conditioning by dung beetles. *Trop Ecol.* 1993; 34:150-159.
- Nervo B, Tocco C, Caprio E, Palestini C, Rolando A. The effects of body mass on dung removal efficiency in dung beetles. *Plos One.* 2014; 9:1-9.
- Nichols E, Larsen T, Spector S, Davis AL, Escobar F, Favila M, Vulinec K. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. *Biol Conserv.* 2007; 137:1-19.
- Osberg DC, Doube MB, Hanrahn SA. Habitat specificity in African dung beetles: the effect of soil type on dung burial by two species of ball-rolling dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae). *Trop Zool.* 1993; 6:243-251.
- Pandolfo C, Braga HJ, Silva Júnior VP, Massignam AM, Pereira ES, Thomé VMR. Atlas Climático digital do estado de Santa Catarina. Florianópolis: Epagri; Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina 2002.
- R Core Team. R: a language and environment for statistical computing. Vienna, R Foundation for Statistical Computing; 2014. Available at <http://www.R-project.org/>. Access in: 20 set. 2014
- Simmons LW, Ridsdill-Smith TJ. Reproductive competition and its impact on the evolution and ecology of dung beetles. In: Simmons LW, Ridsdill-Smith TJ, editors. *Ecology and evolution of dung beetles.* Oxford: Blackwell Publishing; 2011. p.1-20.
- da Silva PG, Garcia MAR., Vidal MB. Besouros copro-necrófagos (Coleoptera: Scarabaeidae *stricto sensu*) coletados em ecótono natural de campo e mata em Bagé, RS. *Ci Natura.* 2008; 30:71-91.
- Silva RJ, Ribeiro HV, Souza MF, Vaz-de-Mello FZ. Influência da granulometria do solo na estrutura de guildas funcionais de besouros rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) em florestas semidecíduais no estado do Mato Grosso, Brasil. *Biosci J.* 2015; 31:601-12.

da Silva PG, Hernández MIM. Spatial patterns of movement of dung beetle species in a tropical forest suggest a new trap spacing for dung beetle Biodiversity Studies. *PlosOne* 2015; 10: 1-18.

Soil Science Society of America - SSSA. Glossary of Soil Science Terms. Madison: Soil Science Society of America; 1997.

Sowig P. Habitat selection and offspring survival rate in three paracoprid dung beetles: the influence of soil type and soil moisture. *Ecography*. 2005; 18:147-154.

Slade EM, Mann DJ, Villanueva JF, Lewis OT. Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. *J Anim Ecol* 2007; 76:1094-1104.

Swift MJ. Soil biodiversity, agricultural intensification and agroecosystem function. *Appl Soil Ecol*. 1997; 6:1-108.

Vaz-de-Mello FZ, Edmonds WD, Ocampo F, Schoolmeesters P. A multilingual key to the genera and subgenera of the subfamily Scarabaeinae of the New World. *Zootaxa*. 2011; 2854:1-73.

CAPÍTULO II: ÍNDICE DE QUALIDADE DO SOLO COM BASE EM ATRIBUTOS FÍSICO-QUÍMICOS: UMA FERRAMENTA PRÁTICA PARA AVALIAR O EFEITO DA QUALIDADE NA ABUNDÂNCIA DE BESOUROS ESCARABEÍNEOS

Patrícia Menegaz de Farias & Malva Isabel Medina Hernández

Artigo a ser submetido no periódico: *Applied Soil Ecology*

“A atenção é a mais importante de todas as faculdades para o desenvolvimento da inteligência humana.”

(Charles Darwin)

Resumo

O conhecimento das relações entre a fauna edáfica e as propriedades físico-químicas do solo é essencial para a manutenção e conservação da qualidade do solo em sistemas pecuários e sua determinação, através de índices, possibilita o entendimento do efeito da qualidade sobre os organismos. Buscamos através da aplicação de um índice de qualidade de solo (IQS), embasado em propriedades físico-químicas e, portanto nas funções atribuídas ao solo, testar se a qualidade em sistemas pecuários extensivos, no sul do Brasil, tem efeito na abundância de escarabeíneos copronecrófagos de acordo com as guildas funcionais. Foram tomados os parâmetros físico-químicos do solo em quatro áreas de dois tipos de matrizes de solo (cambissolo e argiloso) e utilizamos um protocolo padrão para capturar os besouros escarabeíneos copronecrófagos nas mesmas áreas. Para a construção do índice, foram atribuídos pesos às diferentes funções do solo de acordo com a relação dos parâmetros edáficos e a abundância de besouros escarabeíneos de cada guilda funcional através de regressões passo-a-passo. Registramos um total de 813 espécimes de besouros escarabeíneos, pertencentes a nove gêneros e 19 espécies, com maior abundância de paracoprídeos grandes, seguido de telecoprídeos médios e baixa abundância de espécimes da guilda funcional dos endocoprídeos. Em cambissolos houve uma relação positiva dos parâmetros físicos (porosidade e textura) e químicos (teor de cálcio e matéria orgânica) com a abundância dos besouros paracoprídeos, sendo os preditores mais importantes: umidade volumétrica e resistência de penetração (95% de determinação); para as espécies telecoprídeas o teor de nitrogênio, a porosidade e densidade foram os fatores que se relacionaram com a abundância. Em solos argilosos, a relação positiva foi para textura, umidade volumétrica, teor de magnésio e pH para as espécies paracoprídeas. Assim, com o índice de qualidade do solo podemos inferir como a qualidade afeta a abundância das espécies de besouros escarabeíneos por guildas funcionais, principalmente as espécies paracoprídeas. Solos com qualidade entre 37% e 65% favoreceram o aumento na abundância das guildas funcionais de espécies paracoprídeas e telecoprídeas, sendo que houve um efeito negativo na guilda dos tuneleiros quando a qualidade do solo é baixa. Com a aplicabilidade do índice podemos inferir que a adoção de práticas de manejo conservacionistas de solo em sistemas pecuários pode manter e/ou melhorar a qualidade do solo e a sustentabilidade do seu uso, favorecendo assim a abundância e a estruturação funcional da macrofauna edáfica. O índice de qualidade de solo com base em atributos físico-químicos permitirá que outros estudos

avaliem a relação das condições edáficas com aspectos comportamentais e ecológicos deste grupo de organismos.

Palavras-chave: Porosidade, Qualidade de solo, Scarabaeinae, Sistemas pecuários, Teor de matéria orgânica, Textura.

Introdução

À medida que houve o crescimento da população humana, a pressão sobre o sistema agrícola-pecuário, juntamente com práticas de manejo inadequadas (e.g. desmatamento, incêndios; Wood et al., 2006) condicionou a intensificação do uso do solo provocando erosão e gerando assim perda de matéria orgânica e fertilidade (Montgomery, 2007; Ponting, 2007), consequentemente levando a um declínio da qualidade do solo. Dentre os fatores que geram a degradação do solo e perda de sua qualidade nos sistemas pecuários está o uso inadequado de insumos agrícolas e o pisoteio animal (Hartemink, 2003; Schjønning et al., 2004). Devido à utilização em larga escala e ao mau uso de fertilizantes, especialmente os sintéticos como a amônia, acarreta na compactação do solo (Schjønning et al., 2004). A consequência direta do pisoteio é a compactação do solo que reduz a aeração e a infiltração de água e aumenta a resistência do solo à penetração das raízes (Hillel, 1980; Letey, 1985; Wagger e Denton, 1989; Imhoff et al., 2000). Em geral, o pisoteio dos animais compacta o solo nos primeiros 15 cm (Pinzón e Mesquita, 1991), o que pode influenciar o ciclo de vida e as funções realizadas pela biota presente no solo.

Os besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) são organismos intimamente relacionados ao sistema solo e formam parte da macrofauna edáfica, a qual vem sendo utilizada como um bom indicador biológico da qualidade do solo (Cabrerá, 2012; Rosseau et al., 2010). São considerados importantes facilitadores da decomposição de esterco em ambientes pecuários, devido à remoção e incorporação da matéria orgânica do solo (i.e. Aduanga, 2004; Wu e Su, 2010; Cruz et al., 2012). Os besouros escarabeíneos ao incorporarem a matéria orgânica no solo evitam a perda de nutrientes primários e secundários, melhorando assim a fertilidade do solo (Californi, 1979), ao reduzirem a volatilização de amônia, contribuindo para a utilização de nitrogênio para as plantas (Bang et al., 2005). Estes organismos também contribuem para o aumento da dispersão de sementes (Vulinec, 2002; Andresen, 2003; Slade et al., 2007). Ao deslocarem partículas de solo, principalmente as espécies que fazem túneis no solo, contribuem para a melhoria das propriedades físicas como a porosidade, aumentando assim

a aeração e infiltração de água (Banget et al., 2005; Slade et al., 2007; Brown et al., 2010), e relacionam-se positivamente com o teor de matéria orgânica presente no solo (Farias e Hernández, submetido).

Os escarabeíneos podem ser classificados em três guildas funcionais de acordo com o comportamento de alocação do recurso para alimentação e nidificação: paracoprídeos ou tuneleiros (há escavação de túneis próximo/abaixo à fonte de alimento), telecoprídeos ou rodadores (porções de alimento são conduzidas a determinadas distâncias e posteriormente são enterradas) e endocoprídeos ou residentes (alimentam-se e nidificam no interior do alimento) (Halffter e Edmonds, 1982). Destas guildas funcionais, a paracoprídea e a telecoprídea são mais efetivas na remoção de excrementos. Fatores relacionados à complexidade de habitat, ao tipo de vegetação, umidade, granulometria e tipo de solo são importantes para a estruturação das guildas funcionais destes organismos (Lumaret e Kirk, 1987; Doube, 1991; Silva et al., 2015). Características físico-químicas do solo afetam a diversidade, a estrutura e a reprodução de besouros escarabeíneos (Arellano et al., 2008; Martínez et al., 2009; Brown et al., 2010; Arriaga et al., 2012; Arellano e Castillo, 2014; Farias et al., 2015; Silva et al., 2015; Farias e Hernández (submetido)). Propriedades do solo como o teor de umidade, podem favorecer a sobrevivência e o êxito reprodutivo de determinadas espécies de escarabeíneos (Sowig, 1995; Martínez et al., 2009). O aumento da concentração de argila no solo reduz a abundância de besouros paracoprídeos pequenos, favorecendo espécies telecoprídeas (Silva et al., 2015). Entretanto, em solos de pastagens do sul do Brasil, espécies telecoprídeas apresentam relação positiva com solos arenosos (Farias e Hernández, submetido). Teores altos de fósforo disponível no solo parecem influenciar positivamente a abundância de besouros em ambientes pecuários (Farias et al., 2015).

A relação entre as propriedades físico-químicas do solo e a abundância destes organismos classificados por guildas funcionais deve ser dependente, já que a ocorrência de modificações em uma delas, normalmente, leva a mudanças em todo o complexo do sistema solo (Schjønning et al., 2004). O conceito de qualidade de solo é complexo e difícil de mensurar, pois se trata da capacidade que um solo tem de executar dentro dos limites de um ecossistema - manejado ou natural - suas funções essenciais para sustentar a produtividade biológica, manter ou aumentar a qualidade do ar e da água, bem como promover a saúde das plantas e animais (Karlen et al., 1997; SSSA, 1997). Para determinar a qualidade do solo é necessário reconhecer as funções do mesmo, dentre as quais se ressalta a manutenção da produtividade sem perder

suas propriedades biológicas, físicas e químicas, a atenuação dos contaminantes ambientais e patógenos e a promoção da saúde ambiental e o bem estar humano (Doran e Parkin, 1994; Karlen et al., 1997; Schjønning et al., 2004; Heink e Kowarik, 2010).

Devido ao fato que não há um método isolado que tenha sido aceito para atribuir um índice de qualidade do solo, pela tamanha complexidade e variabilidade desse sistema (Glover et al., 2000; Conceição et al., 2005), a determinação da qualidade deve ser mediada por objetivos específicos, que devem ser atribuídos de acordo com funções críticas do solo, bem como indicadores que fornecem as informações necessárias em conformidade com estes objetivos. Estes atributos-indicadores da qualidade definem-se como propriedades mensuráveis que influenciam a capacidade do solo na produção de cultivos e/ou no desempenho das funções (Doran e Parkin, 1996). O estabelecimento de índices de qualidade de solo possibilita resumir e/ou simplificar a informação relevante sobre determinada condição de um tipo de solo (Doran e Parkin, 1996; Schjønning et al., 2004; Candú et al. 2007).

Com base na ideia de que os componentes edáficos e a qualidade dos solos afetam tanto a composição como a riqueza de espécies de besouros escarabeíneos em ambientes de manejo pecuário extensivo; espera-se que o grupo funcional dos paracoprídeos, que depende fortemente do solo para a realização de túneis de armazenamento de alimentos e nidificação, seja sensível aos parâmetros físicos (i.e. textura e porosidade) do solo e ao baixo teor de nutrientes, implicando em uma diminuição funcional em solos com má qualidade. Entretanto, para testar esta hipótese é necessário determinar primeiro a qualidade do solo, assim, o objetivo do trabalho foi construir, como ferramenta prática, um índice de qualidade de solo embasado em atributos físico-químicos para avaliar o efeito da qualidade na abundância de besouros escarabeíneos copronecrófagos por guildas funcionais, utilizando diferentes matrizes de solo em sistemas pecuários extensivos no sul do Brasil.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado nos municípios de Lauro Müller (28°21'S; 49°27'O; altitude: 220 m) e Tubarão (28°27'S; 49°03'O; altitude: 6 m) no sul do estado de Santa Catarina, Brasil. O clima da região de acordo com a classificação climática de Köppen é subtropical úmido (Cfa), com

uma estação mais seca e fria nos meses de inverno (julho: 81,0 mm e 16°C) e período mais chuvoso e quente no verão (janeiro: 174,5 mm e 28°C). A região apresenta temperatura média anual de 19°C e cerca de 1450 milímetros de precipitação, com umidade relativa média anual de 89,4% (INMET, 2015). O solo que predomina no município de Lauro Müller classifica-se como cambissolo e em Tubarão é classificado como argiloso (EMBRAPA, 2014).

Em cada localidade foram selecionados quatro sítios de amostragem referentes a ambientes pecuários destinados à produção leiteira, totalizando oito áreas de amostragem, sendo quatro áreas em solos do tipo cambissolo (Lauro Müller, área 1: 28°21'35.01"S, 49°26'42.69"O; área 2: 28°21'26.87"S, 49°27'26.87"O; área 3: 28°21'28.49"S, 49°27'12.76"O; área 4: 28°21'22.06"S, 49°27'10.07"O) e quatro áreas em solos argilosos (Tubarão, área 1: 28°27'50.86"S, 49°03'06.79"O; área 2: 28°24'58.89"S 49°04'14.87"O; área 3: 28°24'57.47"S; 49° 04'16.89"O; área 4: 28°24'56.30"S; 49°4'14.78"O). As espécies de gramíneas presentes nos sítios de amostragem são *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster e *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster. Os sítios amostrados caracterizavam-se por sistemas pecuários extensivos e com o uso de agroquímicos (e.g. herbicida (glyphosate), desparasitantes (ivermectina e triclorfon) e inseticidas (clorpirifos e metil carbanato de benzofuralina)), sem adição de fertilizantes químicos nas pastagens, somente ureia (CH₄N₂O) na proporção 45 - 0 - 0. A pressão de pastejo (densidade animal) em todas as áreas de estudo foi de dez unidades animais por hectare (10 UA/ha).

Besouros escarabeíneos

No período de dezembro de 2012 a novembro de 2013, besouros escarabeíneos foram amostrados em duas campanhas por cada estação do ano (uma no início e outra no final de cada estação), totalizando oito campanhas. Para a coleta dos exemplares de escarabeíneos utilizamos armadilhas de queda iscadas, método que apresenta eficiência para captura da maior parte das espécies deste grupo (Lobo et al., 1988). As armadilhas foram constituídas de recipientes plásticos (15 cm de diâmetro, 20 cm de profundidade) e enterradas com a borda superior ao nível do solo, o que permitia a queda dos insetos. Para a proteção contra a chuva foi utilizada uma circunferência de plástico (20 cm de diâmetro) apoiada por estacas de madeira, colocada a aproximadamente 10 centímetros acima da armadilha. Uma mistura (300 ml) de água e detergente neutro foi adicionada em cada recipiente, para capturar e

matar os insetos. As iscas de atração foram utilizadas de acordo com o hábito alimentar das espécies: fezes humanas para coprófagas e para espécies necrófagas, carne de porco em estado de decomposição (envelhecida em recipiente de plástico em temperatura ambiente por três dias antes da amostragem), ambas com 20 g. Envoltas por tecido tipo *voile*, as iscas foram suspensas na parte central da proteção contra a chuva por uma estrutura de arame, a uma altura de 10 cm.

O protocolo de amostragem para cada área consistiu de cinco pontos amostrais, correspondentes a um par de armadilhas (cada par contendo, por separado, os dois tipos de isca) espaçadas por 50 metros entre si, sendo que esta distância diminui a influência entre os conjuntos de armadilhas em amostragens de Scarabaeinae (Larsen e Forsyth, 2005); embora recentemente a distância proposta como protocolo de amostragem foi aumentada para 100 m (da Silva e Hernández, 2015).

As armadilhas permaneceram no campo durante 48 horas após a instalação e cada par de armadilhas foi considerado como um ponto de amostragem dentro de cada área. Cada área amostral apresentou 10.000 m² de área, distanciadas no mínimo cinco quilômetros entre si e todas estavam a uma distância mínima de 1.000 metros de remanescentes florestais.

Os insetos capturados foram fixados em álcool a 70% e em laboratório foram montados em alfinetes entomológicos e secos em estufa (a 40°C, durante 72 horas), em seguida, pesados em balança de precisão (0,0001 g). Os espécimes foram identificados a nível de gênero usando Vaz-de-Mello et al. (2011) e a confirmação específica foi realizada pelo Dr. Fernando Zagury Vaz de Mello da Universidade Federal de Mato Grosso. O material coletado foi depositado na Coleção Entomológica do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina, na Coleção Entomológica do Centro de Desenvolvimento Tecnológico Amael Beethoven Villar Ferrin da Universidade do Sul de Santa Catarina e na Coleção Entomológica da Universidade Federal de Mato Grosso.

Características edáficas

Em cada área amostral foram realizadas amostragens de solo para caracterização dos parâmetros físico-químicos no período de janeiro-fevereiro de 2013. As amostragens de solo foram na profundidade de 0 a 20 cm, seguindo protocolo padrão com 20 pontos amostrais em cada área estudada (Chitolina et al., 2009). Para as determinações de densidade aparente e porosidade o método utilizado foi o anel volumétrico, proposto por Blake e Hartge (1986). Foram retiradas 10

amostras de cada sítio amostral na profundidade de 0 - 15 cm, e cada amostra constituiu em um cilindro de aço com borda biselada (\emptyset 5 cm, altura de 5 cm e volume de 98,1 cm³). O solo obtido dentro do anel foi acondicionado em recipiente e seco em estufa (105°C, por 24 horas). A resistência do solo à penetração foi determinada até 40 cm de profundidade, em 10 pontos por sítio de amostragem, utilizando um penetrôgrafo (Falker®), equipado com cone de 12,82 mm de diâmetro e velocidade de medição máxima de 60 mm s⁻¹, controlada manualmente. Assim, os atributos avaliados foram: teor de matéria orgânica, textura, macro e micronutrientes, densidade, estabilidade de agregado, micro e macro porosidade, porosidade total, resistência, umidade e pH do solo. As análises físico-químicas foram realizadas no laboratório da Companhia do Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina (CIDASC) e no Laboratório de Solos da Universidade do Sul de Santa Catarina (UNISUL).

Índice de qualidade do solo

Utilizamos um índice de qualidade de solo, com base em atributos físicos (porosidade total, macroporosidade, resistência, densidade, textura, estabilidade de agregados) e químicos (matéria orgânica, pH, teores de potássio e fósforo) dos solos amostrados, baseado no modelo proposto por Karlen e Stott (1994). Para a construção deste índice, foram atribuídos pesos às diferentes funções do solo de acordo com a relação dos parâmetros edáficos e a abundância de besouros escarabeíneos de cada guilda funcional através de regressões passo-a-passo. Assim, buscamos mensurar a qualidade do solo dentro das áreas referentes às duas matrizes estudadas a fim de avaliar, através do índice gerado, o efeito na abundância dos besouros escarabeíneos dentro de cada guilda funcional nos sistemas pecuários.

Análises de dados

Avaliamos o grau de integridade dos inventários para cada sítio comparando o percentual de espécies observadas em relação ao número de espécies previstas pelo estimador Chao 1. O estimador baseia-se no número total de besouros registrados sobre o número de besouros menos abundantes, especialmente *singletons* (f_1) e *doubletons* (f_2) (Chao e Jost, 2012) sendo utilizado para construir curvas de rarefação baseada nas amostras e comparar a riqueza (Gotelli e Colwell, 2001).

Para a descrição da comunidade os dados foram pareados entre os meses de coleta de cada área amostral a fim de controlar a variação da sazonalidade, já que principalmente no período que corresponde às

temperaturas mais elevadas e aos períodos chuvosos é quando ocorre maior abundância de Scarabaeinae em regiões neotropicais (Halffter e Matthews, 1966). A comunidade foi descrita através de medidas de riqueza de espécies, abundância e biomassa e foram comparadas por análises de variância a abundância e a biomassa dos besouros escarabeíneos entre as áreas amostrais dentro de cada matriz de solo.

A composição e a riqueza de espécies de besouros escarabeíneos nos ambientes estudados de manejo pecuário extensivo foram analisadas através de tabelas de contingência (X^2). Analisamos para cada área amostral de cada tipo de solo as proporções das espécies de besouros escarabeíneos capturadas pertencentes a: cada grupo funcional, hábito alimentar, atividade diária e ao tamanho de acordo com a massa corporal. A atividade diária das espécies foi determinada de acordo com a literatura (Hanski e Cambefort, 1991; Da Siva et al., 2011; Da Silva e Hernández, 2015). Os besouros foram agrupados em categorias de tamanho de acordo com o peso corporal: os que pesam mais de 100 mg foram classificados como grandes (G), aqueles com peso 10-100 mg como médios (M), e aqueles com menos de 10 mg, como pequenos (P) (Campos e Hernández, 2013).

Utilizamos gráficos de dominância-diversidade (em \log_{10}) para explorar a dominância dos grupos funcionais através das medidas de abundância e biomassa das espécies nos ambientes pecuários estudados.

Avaliamos a dependência entre abundância total e abundância por guildas funcionais dos besouros como variável resposta e os parâmetros físico-químicos do solo como variáveis explicativas através de uma análise preliminar de covariância (ANCOVA). O nível de significância (α) de 5% foi estabelecido. Usamos a análise de regressão passo a passo para avaliar a relação entre a abundância dos escarabeíneos por guildas funcionais nas diferentes áreas amostradas dentro dos tipos de solo e os parâmetros físico-químicos do solo no programa R (R Core Team, 2015).

Com base nas relações apresentadas entre os atributos físico-químicos do solo e a abundância dos besouros foram atribuídos pesos às diferentes funções do solo para construção do índice de qualidade do solo (IQS). A fim de testar a hipótese de que há um efeito da qualidade de solo dos ambientes estudados – através dos índices gerados – na abundância de besouros escarabeíneos agrupados em guildas funcionais, realizaram-se análises de correspondência canônica (CCA) no programa R (R Core Team, 2015).

Resultados

Besouros escarabeíneos

Registramos um total de 813 espécimes de besouros escarabeíneos, pertencentes a nove gêneros e 19 espécies (Tabela 1). Nas áreas de solos do tipo cambissolo, em Lauro Müller, de um total de 453 indivíduos coletados, foi observada maior abundância de paracoprídeos grandes (252 indivíduos, 56%), seguido de telecoprídeos médios (138 indivíduos, 30%) e o restante endocoprídeos. Para as guildas funcionais observadas nos solos argilosos no município de Tubarão, a sequência foi semelhante: de 360 indivíduos capturados, 314 deles pertencem à guilda dos paracoprídeos grandes (87%) e 21 dos telecoprídeos médios (6%). O grupo funcional dos endocoprídeos apresentou baixa abundância em todas as áreas das duas matrizes de solo amostradas (Lauro Müller: a2 = 8,3%; Tubarão: a1 = 20,0%; a2 = 14,3%; a3 = 20,0% e a4 = 16,6%) (Tabela 2).

A análise de integridade do inventário entre os sítios de amostragem nos diferentes tipos de solo mostrou que, embora o número de indivíduos tenha apresentado variação entre áreas, a cobertura em todos os locais foi acima de 91% (Figura 1). Nos solos de Lauro Müller (cambissolos), a riqueza variou entre três e 12 espécies, sendo a área amostral a2, a qual apresentou maior riqueza (Figura 1a). Nas áreas 3 e 4, a riqueza foi claramente inferior, apresentando três espécies cada área amostral. As coletas nas áreas do município de Tubarão (argiloso) apresentaram eficiência de amostragem entre 96% e 98% (Figura 1b). A riqueza registrada nas áreas amostrais dos solos argilosos foi similar (entre cinco e sete espécies de besouros escarabeíneos). A área amostral a2 foi a que registrou a maior riqueza (sete espécies).

A área amostral a2 dos solos cambissolos apresentou maior abundância, a qual foi atribuída basicamente pela espécie telecoprídea *Canthon chalybaeus* Blanchard, 1845 (Tabela 2). Apenas a espécie paracoprídea *Ontherus sulcator* (Fabricius, 1775) foi compartilhada entre as áreas de amostragem em cambissolos. Nas áreas 3 e 4, das três espécies registradas, duas foram compartilhadas: *Dichotomius nisus* (Oliver, 1789) e *Ontherus sulcator* (Fabricius, 1775). Registramos seis espécies (*Canthidium* aff. *dispar* (Harold, 1867), *Canthidium* aff. *trinodosum* (Boheman, 1858), *Dichotomius fissus* (Harold, 1867), *Deltochilum sculpturatum* Felsche, 1907, *Onthophagus catharinensis* Paulian, 1936 e *Onthophagus hirculus* Mannerheim, 1829) que estiveram presentes somente em duas áreas (1 e 2) de Lauro Müller (cambissolos), sendo três telecoprídeas e três paracoprídeas.

Tabela 1: Abundância e riqueza de besouros escarabeíneos coletados em sistema pecuário com diferentes matrizes de solo na região sul de Santa Catarina, Brasil, com descrição das características ecológicas. N: número de indivíduos, B: biomassa total (mg), MDW: Média de peso seco (mg). FP: Preferência alimentar, baseada na literatura (C: coprófago, G: generalista, N: necrófago), FD: Alocação de alimento, baseada na literatura (P: paracoprídeo, T: telecoprídeo, E: endocoprídeo) e AP: Período de atividade, baseado na literatura (D: Diurno, N: Noturno, NA: dados indisponíveis).

Espécies	MDW (mg)	Tamho (mm)	Grupo Funcional FP FD AP			Pastagem								N/B
						Lauro Müller				Tubarão				
						Cam.a1	Cam.a2	Cam.a3	Cam.a4	Arg.a1	Arg.a2	Arg.a3	Arg.a4	
						N/B	N/B	N/B	N/B	N/B	N/B	N/B	N/B	
<i>Canthidium</i> aff. <i>dispar</i> (Harold, 1867)	19.0	7.90	G	P	NA	0/0	1/19	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/19
<i>Canthidium</i> aff. <i>trinodosum</i> (Boheman, 1858)	15.0	6.85	C	P	D	0/0	2/30	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	2/30
<i>Canthon chalybaeus</i> Blanchard, 1845	54.0	8.18	G	T	D	6/324	124/6696	1/54	0/0	1/54	12/648	1/54	1/54	146/7884
<i>Canthon lividus seminitens</i> Harold, 1868	27.0	10.21	G	T	NA	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/27	0/0	0/0	1/27
<i>Canthon luctuosus</i> Harold, 1868	18.0	7.31	N	T	D-N	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/18	1/18
<i>Canthon rutilans cyanescens</i> Harold, 1868	86.0	9.72	G	T	D	0/0	7/602	0/0	0/0	0/0	4/344	0/0	0/0	11/946
<i>Deltochilum multicolor</i> Balthasar, 1939	156.0	16.43	N	T	D-N	52/8112	3/4668	0/0	1/156	0/0	0/0	5/780	1/156	62/9672
<i>Deltochilum sculpturatum</i> Felsche, 1907	128.0	17.29	N	T	NA	2/256	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	2/256
<i>Dichotomius assifer</i> (Eschscholtz, 1822)	188.0	17.99	C	P	N	0/0	12/2256	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	12/2256
<i>Dichotomius fissus</i> (Harold, 1867)	176.0	15.43	C	P	NA	0/0	1/176	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/176
<i>Dichotomius mormon</i> (Ljungh, 1799)	195.0	18.15	C	P	N	8/1560	3/585	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	11/2145
<i>Dichotomius nisus</i> (Olivier, 1789)	288.0	23.02	C	P	N	0/0	1/288	21/6048	7/2016	61/17568	74/23112	106/30528	68/19584	338/97344
<i>Dichotomius sericeus</i> (Harold, 1867)	171.0	9.24	G	P	N	13/2223	12/2052	0/0	0/0	0/0	1/171	0/0	0/0	26/4446
<i>Eurysternus parallelus</i> Castelnau, 1840	82.0	13.51	C	E	D-N	1/82	1/82	0/0	0/0	4/328	7/574	1/82	2/164	16/1312
<i>Ontherus sulcator</i> (Fabricius, 1775)	127.0	10.58	C	P	N	49/6223	76/9652	43/5461	4/508	2/254	0/0	0/0	0/0	174/22098
<i>Onthophagus catharinensis</i> Paulian, 1936	23.0	5.40	C	P	D-N	1/23	0/0	0/0	0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/23
<i>Onthophagus hirculus</i> Mannerheim, 1829	72.0	8.49	C	P	D	1/72	0/0	0/0	0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/72
<i>Sulcophanaeus menelas</i> (Castelnau, 1840)	266.0	24.57	C	P	D	0/0	0/0	0/0	0	0/0	2/532	0/0	0/0	2/532
<i>Trichillum externepunctatum</i> Preudhomme de Borre, 1880	2.6	3.3	C	P	NA	0/0	0/0	0/0	0	2/5.2	0/0	1/2.6	2/5.2	5/13
Riqueza Total						9	12	3	3	5	7	5	6	19
Abundância Total						133/18875	243/22906	65/11563	12/2680	70/18209.2	101/23608	114/31446.6	75/19981.2	813/149269

Tabela 2: Abundância, riqueza e porcentagem da abundância por guildas funcionais de besouros escarabeíneos por área nos sistemas pecuários de diferentes matrizes de solo amostrados na região sul de Santa Catarina, Brasil.

Guildas		Pastagem																
		Lauro Müller								Tubarão								
		Cam.a1		Cam.a2		Cam.a3		Cam.a4		Arg.a1		Arg.a2		Arg.a3		Arg.a4		
		N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	
Abundância	Paracoprídeos (tuneleiros)																	
	Pequeno	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	2,8	0	0,0	1	0,8	2	2,6	
	Médio	2	1,5	3	1,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	
	Grande	71	53,4	105	43,2	64	98,4	11	91,6	63	90,0	77	76,2	106	92,9	68	90,6	
	Telecoprídeos (roladores)																	
	Médio	6	79,8	131	53,9	1	1,5	0	0,0	1	1,4	17	16,8	1	0,8	2	2,6	
	Grande	53	39,8	3	1,2	0	0,0	1	8,3	0	0,0	0	0,0	5	4,4	1	1,3	
	Endocoprídeos (residentes)																	
	Médio	1	0,8	1	0,4	0	0,0	0	0,0	4	5,7	7	6,9	1	0,8	2	2,6	
	Total	133		243		65		12		70		101		114		75		
Riqueza	Paracoprídeos (tuneleiros)	S	%	S	%	S	%	S	%	S	%	S	%	S	%	S	%	
	Pequeno	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	20,0	0	0,0	1	20,0	1	16,6	
	Médio	3	33,3	6	50,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	
	Grande	3	33,3	1	8,3	2	66,6	2	66,6	2	40,0	3	42,8	1	20,0	1	16,6	
	Telecoprídeos (roladores)																	
	Médio	1	11,1	3	25,0	1	33,3	0	0,0	1	20,0	3	42,8	1	20,0	2	33,3	
	Grande	2	22,2	1	8,3	0	0,0	1	33,3	0	0,0	0	0,0	1	20,0	1	16,6	
	Endocoprídeos (residentes)																	
	Médio	0	0,0	1	8,3	0	0,0	0	0,0	1	20,0	1	14,3	1	20,0	1	16,6	
	Total	9		12		3		3		5		7		5		6		

Nos solos argilosos de Tubarão registramos duas espécies de diferentes grupos funcionais, a roladora *C. chalybaeus* e a paracoprídea *D. nisus*, presentes em todas as áreas. Apenas duas espécies exclusivas, *Canthon lividus seminitens* Harold, 1868 e *Sulcophanaeus menelas* (Castelnau, 1840) foram coletadas na área amostral a2 de solos argilosos. A abundância dos besouros escarabeíneos nas áreas amostrais de cada tipo de solo foi similar (cambissolo em Lauro Müller, 113.3 ± 74.75 (dp): ANOVA, $F = 1.50$, $gl = 3$, $P = 0.22$; argiloso em Tubarão, 90.0 ± 17.50 (dp): ANOVA, $F = 0.07$, $gl = 3$, $P = 0.97$).

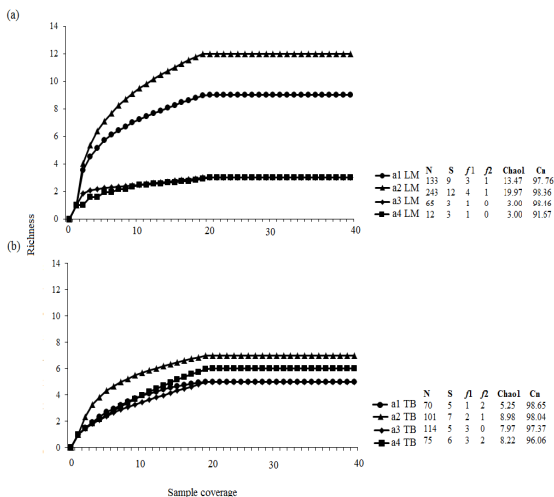


Figura 1: Curvas de acumulação baseadas em riqueza de espécies de besouros escarabeíneos em áreas com diferentes matrizes de solo na região sul de Santa Catarina, Brasil (a) cambissolos em Lauro Müller, (b) argilosos em Tubarão. N, abundância dos besouros; S, riqueza de espécies; $f1$, número de *singletons*; $f2$, número de *doubletons*; Chao1, estimador de riqueza; Cn, cobertura da amostra.

Em solos argilosos registramos uma pequena variação entre as áreas de coleta, de 70 a 114 indivíduos. Em termos de biomassa, não observamos diferenças significativas na biomassa dentro de cada área das matrizes de solo amostradas (cambissolo: ANOVA, $F = 1.07$, $gl = 3$, $P = 0.36$; argilosos: ANOVA, $F = 0.66$, $gl = 3$, $P = 0.98$). Entretanto, registramos que na área amostral a3 da matriz de solos argilosos a contribuição em termos de biomassa foi duas vezes maior do que na área amostral a1.

A respeito da alocação de recurso encontramos: 12 espécies paracoprídeas, seis telecoprídeas e apenas uma endocoprídea. A abundância dos grupos funcionais mostrou que, nas duas matrizes estudadas, foi observada maior abundância de espécies paracoprídeas (cambissolo, $n = 255$; argiloso, $n = 319$) ($X^2 = 142.32$, $gl = 3$, $P < 0.0001$). Por área de amostragem dentro de cada matriz de solos, tanto espécies paracoprídeas grandes quanto telecoprídeas medianas tiveram maior abundância na área amostral a2 de Lauro Müller, enquanto que em solos argilosos registrou-se maior abundância destas guildas na área a3 ($X^2 = 48.76$, $gl = 3$, $P < 0.0001$) (Tabela 2).

Houve mais espécies coprófagas nas duas matrizes de solo (cambissolo, $n = 231$, 50,9%; argiloso, $n = 332$, 92,2%), contudo os solos do tipo cambissolo apresentaram um número considerável de indivíduos generalistas ($n = 166$, 36,6 %). Nas áreas de solos de Lauro Müller (cambissolo) registramos que a área amostral a2 foi a que apresentou maior abundância de generalistas (45,4%), generalistas (29,7%) e necrófagos (24,9%) ($X^2 = 148.49$, $gl = 3$, $P < 0.0001$). Em solos argilosos, ocorreram mais espécies coprófagas na área amostral a3 ($n = 108$, 32,5%) ($X^2 = 40.92$, $gl = 3$, $P < 0.0001$).

O número de espécies noturnas e diurnas foi o mesmo nos sistemas pecuários estudados, entretanto registramos maior abundância de indivíduos noturnos (cambissolo, $n = 249$, 54,9%; argiloso, $n = 312$, 82,6%). Das quatro espécies que apresentam atividade diurna-noturna, apenas duas (*Deltochilum multicolor* Balthasar, 1939 (roladora) e *Eurysternus parallelus* Castelnau, 1840 (residente)) foram compartilhadas em ambas as localidades estudadas. No sistema pecuário de Lauro Müller houve maior abundância de espécies noturnas ($n = 249$, 54,9%), sendo que a área que apresentou maior número de indivíduos noturnos (41,7%) e diurnos (94,2%) foi a área amostral a2 ($X^2 = 287.34$, $gl = 3$, $P < 0.0001$). Em solos argilosos (Tubarão) a área amostral a3 apresentou maior abundância de espécies noturnas ($n = 106$, 33,7%), seguida da área a2 ($n = 75$, 23,8%). Registramos um número reduzido de indivíduos de espécies diurnas nas áreas com solos argilosos, apenas na área amostral a2 foi coletado um total de 19 exemplares (86,3%), devido principalmente à presença do telecoprídeo, *C. chalybaeus*, sendo que as demais áreas apresentaram um único indivíduo.

No que diz respeito ao tamanho de acordo com o peso corporal das espécies de besouros escarabeíneos capturadas, registramos maior abundância de espécies paracoprídeas de tamanho grande ($X^2 = 10.24$, $gl = 2$, $P = 0.0005$) (ver Tabela 1). Contudo, não observamos diferença significativa para as espécies telecoprídeas, que apresentam tamanho

corporal médio ou grande nos solos dos ambientes pecuários amostrados ($X^2 = 0.58$, $gl = 2$, $P = 0.60$). Registramos 42,0% das espécies paracoprídeas de tamanho corporal grande e 99,2% de espécies telecoprídeas médias estão presentes na área amostral a2 da matriz de cambissolos ($X^2 = 47.39$, $gl = 4$, $P < 0.0001$). Para as áreas de solos argilosos, a maior abundância de espécies paracoprídeas grandes observadas foi na área amostral a3, com 33,7% do total coletado.

Nas áreas amostradas em Lauro Müller, observamos que as espécies do grupo funcional dos paracoprídeos foram as mais abundantes, com 56,5%, com exceção da área 2, que teve dominância de telecoprídeos, com 55,1% (Figura 2a). Nas áreas amostradas em Tubarão, com solos argilosos, a dominância foi de espécies paracoprídeas (a1 = 94,2%, a2 = 76,2%, a3 = 93,8% e a4 = 93,3%) (Figura 2b). Em termos de biomassa a nível de área por matriz, em cambissolos quem mais contribuiu em todas as áreas amostradas foram espécies paracoprídeas (Figura 2c) e o mesmo padrão observado em solos argilosos (Figura 2d). Em ambas as matrizes de solos as espécies paracoprídeas mais abundantes foram *O. sulcator* em cambissolo e *D. nisus* nos solos argilosos de Tubarão.

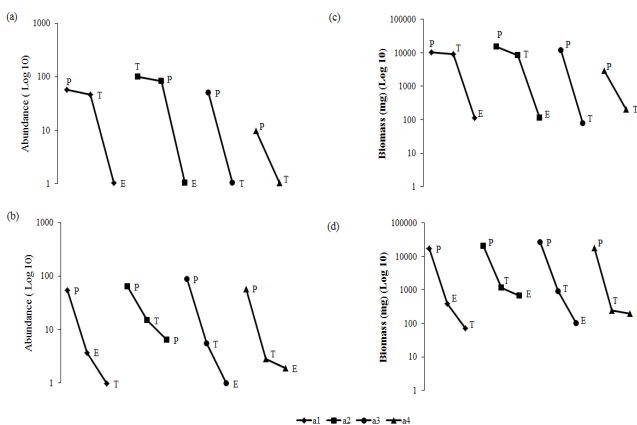


Figura 2: Relações de dominância-diversidade entre guildas funcionais de besouros escarabeíneos com diferentes matrizes de solo na região sul de Santa Catarina, Brasil. (a,b) dominância-abundância de guildas funcionais nas áreas amostrais (a, Lauro Muller em solos cambissolos; b, Tubarão em solos argilosos); (c,d) dominância-biomassa de guildas funcionais nas áreas amostrais (c, cambissolo; d, argiloso).

Características edáficas e sua relação com a abundância dos escarabeíneos classificados por guildas funcionais

Para os parâmetros químicos de solo coletados nas áreas de pecuária extensiva no município de Lauro Müller, as quais apresentam o tipo de solo cambissolo, registramos que o menor teor de matéria orgânica (27.00 g/dm^3) e de nitrogênio (3.00 mg/dm^3) foi na área 3 (Tabela 3). Ressaltamos que o teor de potássio tanto na área 2 de cambissolos ($1640.00 \text{ mmolc/dm}^3$) quanto na área 1 de solos argilosos ($1180.00 \text{ mmolc/dm}^3$) foi considerado alto. As áreas com cambissolos apresentaram o pH variando entre 4.7 a 5.10, enquanto que nas áreas de solos argilosos o pH variou entre 4.5 a 5.8. Para as áreas de Tubarão com tipo de solo argiloso observamos que estes parâmetros foram mais baixos na área 2 (matéria orgânica, 13.00 g/dm^3 ; teor de nitrogênio, 7.00 mg/dm^3). Em relação aos atributos físicos das áreas amostrais do solo cambissolo, a maior densidade foi também na área 3 ($1.42 \pm 0.03 \text{ mg/m}^3$) e a menor na área 4 ($1.02 \pm 0.01 \text{ mg/m}^3$). Em solos argilosos, a maior densidade foi registrada na área 1 com $1.46 \pm 0.03 \text{ mg/m}^3$ (Tabela 3).

A análise de covariância (ANCOVA) revelou uma interação significativa entre a abundância dos besouros escarabeíneos e as variáveis: parâmetros físicos (matriz cambissolo: $F = 3.79$, $gl = 8$, $P = 0.002$; matriz argiloso: $F = 7.36$, $gl = 8$, $P = 0.009$) e químicos do solo (matriz cambissolo: $F = 4.76$, $gl = 7$, $P = 0.003$; matriz argiloso: $F = 3.424$, $gl = 7$, $P = 0.002$). Na matriz de cambissolos, observamos que a abundância dos besouros escarabeíneos apresentou uma relação positiva significativa com porosidade e textura ($R^2 = 0.91$, $F = 2.16$, $P = 0.005$); entretanto, a umidade volumétrica e a resistência de penetração foram os preditores mais importantes da abundância total neste tipo de solo ($R^2 = 0.97$, $F = 9.55$, $P = 0.002$) (com 95,0% da determinação). Densidade, estabilidade, macro e micro porosidade não apresentaram uma relação significativa com a abundância dos besouros escarabeíneos ($R^2 = 0.24$, $F = 0.12$, $P = 0.7479$), sendo responsáveis apenas por 6,4% da determinação. Nos parâmetros químicos, duas foram as variáveis chaves, o teor de cálcio ($R^2 = 0.95$, $F = 22.76$, $P = 0.038$, com 91,0% de determinação) e o teor de matéria orgânica ($R^2 = 0.97$, $F = 32.75$, $P = 0.025$, 94,0%), nos demais atributos avaliados (teores de: nitrogênio, potássio, fósforo, alumínio magnésio e pH) não foram observadas relações ($R^2 = 0.04$, $F = 0.03$, $P = 0.9528$, 0,22%).

Tabela 3: Parâmetros físico-químicos analisados nos sítios de amostragem dos sistemas pecuários com diferentes matrizes de solo na região sul de Santa Catarina, Brasil.

Parâmetro	Lauro Müller (Cambissolo)				Tubarão (Argissolo)			
	Cam.A1	Cam.A2	Cam.A3	Cam.A4	Arg.A1	Arg.A2	Arg.A3	Arg.A4
Matéria orgânica (g/dm ³)	30.00	31.00	28.00	27.00	23.00	13.00	22.00	22.00
pH	4.90	4.80	5.10	4.70	5.80	4.50	5.00	4.50
Textura (%)	17.00	15.00	12.00	13.00	14.00	16.00	13.00	14.00
Teor de Nitrogênio (N) (mg/dm ³)	4.00	5.00	4.00	3.00	37.00	8.00	7.00	7.00
Teor de Fósforo (P) (mg/dm ³)	41.90	30.50	41.20	37.60	47.70	50.00	6.60	2.60
Teor de Potássio (K) (mmolc/dm ³)	720.0	1640.0	570.0	340.0	1180.0	780.0	600.00	510.00
Teor de Cálcio (Ca) (mmolc/dm ³)	7.00	9.00	7.00	6.00	35.00	7.00	7.00	12.00
Teor de Alumínio (Al) (mg/dm ³)	0.50	1.40	0.50	0.50	0.30	1.00	0.50	1.00
Teor de Magnésio (Mg) (mg/dm ³)	4.60	5.80	5.50	9.70	17.00	3.00	3.00	4.00
Estabilidade de agregado (mm)	4.99	4.19	4.25	3.75	3.58	4.23	3.99	4.34
Densidade (mg/m ³)	1.18 ± 0.03	1.30 ± 0.01	1.42 ± 0.03	1.02 ± 0.01	1.46 ± 0.03	1.04 ± 0.01	1.20 ± 0.01	1.07 ± 0.01
Porosidade Total (m/m ³)	0.41	0.56	0.43	0.45	0.45	0.39	0.54	0.52
Macroporosidade (m/m ³)	0.11	0.10	0.15	0.10	0.16	0.10	0.10	0.13
Microporosidade (m/m ³)	0.41	0.37	0.35	0.34	0.37	0.36	0.35	0.40
Resistência de Penetração (MPa)	1805 ± 333	1149 ± 140	1507 ± 179	1821 ± 224	1123 ± 146	1247 ± 235	1159 ± 198	1541 ± 236
Umidade volumétrica (m/m ³)	0.29 ± 0.01	0.29 ± 0.01	0.39 ± 0.01	0.28 ± 0.01	0.31 ± 0.02	0.26 ± 0.02	0.31 ± 0.01	0.28 ± 0.01

Na matriz de solos argilosos apenas a textura ($R^2 = 0.88$, $F = 7.61$, $P = 0.001$, 79,1%) e a umidade volumétrica ($R^2 = 0.78$, $F = 3.11$, $P = 0.004$, 60,0%) demonstraram uma relação significativa com o número total de indivíduos capturados nestas áreas. As outras variáveis não apresentaram relação ($R^2 = 0.19$, $F = 0.07$, $P = 0.80$, 3,6%). A abundância dos besouros escarabeíneos esteve relacionada com os preditores químicos estudados, mostrando que o nível de magnésio e o pH, explicaram 91,6% desta relação ($R^2 = 0.95$, $F = 5.44$, $P = 0.04$) e os preditores, teor de matéria orgânica juntamente com o nível de fósforo, explicaram 49,9% ($R^2 = 0.70$, $F = 5.43$, $P = 0.002$). Os demais parâmetros químicos avaliados não explicaram a abundância dos besouros escarabeíneos nas áreas amostradas ($R^2 = 0.10$, $F = 0.02$, $P = 0.89$, 1,1%).

Quando a resposta foi a abundância por guilda funcional, em cambissolos observamos que os paracoprídeos relacionam-se de forma positiva significativamente com: a umidade volumétrica e a resistência de penetração ($R^2 = 0.99$, $F = 30.04$, $P = 0.004$, 98,0%), os teores de cálcio e magnésio ($R^2 = 0.97$, $F = 9.90$, $P = 0.02$, 99,0%) e o teor de nitrogênio ($R^2 = 0.98$, $F = 77.44$, $P = 0.0097$, 97,0%). As demais variáveis não apresentaram relação (físicas: $R^2 = 0.03$, $F = 0.02$, $P = 0.97$, 0,1%; químicas: $R^2 = 0.30$, $F = 0.20$, $P = 0.70$, 9,1%). As espécies telecoprídeas relacionaram-se positivamente com a densidade e a porosidade do solo ($R^2 = 0.95$, $F = 11.31$, $P = 0.004$, 95,7%) e com o teor de nitrogênio ($R^2 = 0.96$, $F = 24.56$, $P = 0.003$, 92,5%). A única espécie endocoprídea registrada relacionou-se com os teores de matéria orgânica e nitrogênio ($R^2 = 0.97$, $F = 8.70$, $P = 0.048$, 94,5%).

Em solos argilosos, registramos novamente uma relação significativa positiva da abundância das espécies paracoprídeas com a resistência de penetração e a umidade volumétrica ($R^2 = 0.78$, $F = 7.92$, $P = 0.002$, 61,3%) e com os teores de cálcio e magnésio ($R^2 = 0.96$, $F = 6.48$, $P = 0.003$, 92,8%). Para a guilda funcional dos telecoprídeos também encontramos novamente relação significativa com o teor de nitrogênio ($R^2 = 0.97$, $F = 40.22$, $P = 0.02$) (95,3 % de determinação) e para as espécies endocoprídeas, além dos teores de matéria orgânica e nitrogênio, similar aos cambissolos ($R^2 = 0.98$, $F = 12.84$, $P = 0.0016$, 96,2%) registramos relação com os parâmetros físicos de porosidade ($R^2 = 0.99$, $F = 29.61$, $P = 0.005$, 98,4%) e a densidade juntamente com a porosidade ($R^2 = 0.99$, $F = 47.83$, $P = 0.03$, 99,0%).

Índice de qualidade do solo

Buscamos mensurar a qualidade do solo dentro das áreas referentes às duas matrizes estudadas a fim de avaliar o efeito na variação das guildas funcionais dos besouros escarabeíneos nos sistemas pecuários. Utilizamos um índice de qualidade de solo, com base em atributos físicos (porosidade total, macroporosidade, resistência, densidade, textura, estabilidade de agregados) e químicos (matéria orgânica e pH) dos solos amostrados, baseado no modelo proposto por Karlen e Stott (1994). O índice considera as quatro funções principais do solo e os indicadores de qualidade associados a estas, sendo atribuídos pesos para as funções e para os indicadores. O cálculo do índice processou-se em duas etapas:

$$Q_{FPn} = I_1(W_1) + I_2(W_2) + I_n(W_n)$$

$$IQS = Q_{FP1}(W_{FP1}) + Q_{FP2}(W_{FP2}) + Q_{FP3}(W_{FP3}) + Q_{FPn}(W_{FPn})$$

em que: QFPn refere-se à qualidade da função principal do solo, sendo I os escores padronizados dos indicadores de qualidade relacionados à cada função principal, W os ponderadores relacionados a cada indicador de cada função principal; e IQS é o índice integrado da qualidade do solo. As funções W são: receber, armazenar e suprir água; promover o crescimento das raízes; armazenar, suprir e ciclar nutrientes; e promover a conservação do solo. Para cada função do solo foi assumida a igualdade de importância, com atribuição de peso 0.25 para cada uma delas (Tabela 4). Os atributos foram ponderados de acordo com o grau de importância da mesma para o funcionamento do solo, no desempenho da função e com base nas relações apresentadas entre estas variáveis e a abundância dos besouros.

O somatório dos pesos de todas as funções deve resultar no valor 1,0 (um), sendo este o valor do IQS para um solo considerado ideal (Reichert et al., 2003, 2007; Cardoso, 2008; Vezzani e Mielniczuk, 2009; Freitas et al., 2012). Após atribuir os pesos relativos para as funções, identificamos e priorizamos os indicadores e ponderamos de acordo com a influência de cada uma, em diversos graus, sendo o somatório geral dos pesos dos indicadores em cada nível igual a 1.0 (Tabela 4). Os atributos de qualidade do solo, por possuírem diferentes unidades de medida, foram padronizados para escores que variam de 0 a 1, aplicando-se a função de padronização de escores, desenvolvida por Wymore (1993).

Os sistemas pecuários estudados com matriz de solos cambissolos apresentaram o índice de qualidade de solo (IQS) variando de 0.27 (27,3%) (a4), passando pela área amostral a2 com 0.32 (32,2%) e área amostral a1 com 0.64 (64,0%) até chegar ao solo de melhor qualidade, com IQS=0.65 (66,0%) (a3) (Tabela 5). Nas áreas de baixa qualidade, teores como o de matéria orgânica, potássio e fósforo estavam abaixo do limite crítico inferior, bem como a densidade e a resistência de penetração ao solo, o que pode ter determinado esse índice de qualidade com base nos atributos de qualidade que utilizamos para as principais funções do solo. Os solos argilosos apresentaram variação da qualidade de 25,3% a 81,7% (IQS: a1 = 0.37, a2 = 0.82, a3 = 0.54 e a4 = 0.25), decorrente dos parâmetros utilizados na função de armazenar, suprir e ciclar nutrientes (Tabela 5).

Efeito da qualidade do solo na abundância dos escarabeíneos por guildas funcionais

A distribuição das guildas funcionais dos escarabeíneos nas diferentes matrizes de solo dos ambientes pecuários estudados mostrou relação com o índice de qualidade do solo e também com o índice das quatro principais funções do solo. Para as áreas da matriz de cambissolo que apresentaram IQS entre 0.32 (32,3%) a 0.66 (66,0%), a análise de correspondência canônica mostrou-se significativa ($F = 13.48$, $P = 0.0003$), sendo que o primeiro eixo explicou 97,5% da variação (o segundo eixo 2,5%) e apenas as espécies paracoprídeas foram as que relacionaram com esse IQS ($F = 6.70$, $P = 0.0021$).

Nos solos argilosos essa relação foi significativa apenas para a área a2, a qual apresentou o IQS de 0.86 (86,0%) ($F = 4.39$, $P = 0.0014$) e também apenas para a guilda dos paracoprídeos. Em nenhuma das matrizes estudadas observamos relação da abundância de besouros escarabeíneos endocoprídeos com a qualidade do solo (Cambissolos, $F = 0.37$, $P = 0.60$; Argilosos, $F = 3.72$, $P = 0.28$).

Quando avaliamos a abundância por grupos funcionais de Scarabaeinae de acordo com os índices de qualidade para as quatro principais funções do solo também encontramos relação ($F = 9.18$, $P = 0.02$). O primeiro eixo explicou 84,7% da variação enquanto que o segundo eixo 15,3%. Para as áreas amostrais a1 e a2 de cambissolos, observamos um efeito positivo dos índices de qualidade do solo das funções (receber, armazenar e suprir água e promover o crescimento das raízes) na abundância de espécies tuneleiras e roladoras, sendo que solos com IQS 0.21 a 0.39 favorecem o aumento na abundância destas guildas ($F = 38.30$, $P = 0.005$).

Tabela 4: Funções principais, atributos de qualidade e ponderadores dos atributos para a construção do índice de qualidade do solo (IQS). RSP = resistência do solo a penetração, MO = matéria orgânica, Ds = densidade, Pt = porosidade total, Macro = macroporosidade, DMG = estabilidade de agregados.

Funções principais do solo	Ponderadores das funções	Atributos de qualidade	Ponderadores dos atributos	Limites críticos		Referências dos limites críticos
				Inferior	Superior	
Receber, armazenar e suprir água	0.25	RSP	0.30	2.0 Mpa	2.5 MPa	Taylor et al. (1966) e Taylor (1971)
		Pt	0.20	0,50 m ³ m ⁻³	0.55 m ³ m ⁻³	Kiehl (1979) e Cardoso (2008)
		Macro	0.10	0.10 m ³ m ⁻³		Reichert et al. (2007)
		MO	0.40	25.0 g/dm ³	50.0 g/dm ³	CQFS- RS/SC (2004)
Promover o crescimento das raízes	0.25	MO	0.50	25.0 g/dm ³	50.0 g/dm ³	CQFS- RS/SC (2004)
		RSP	0.25	2.0 MPa	2.5 MPa	Taylor et al. (1966) e Taylor (1971)
		Ds	0.25	1.30 mg m ⁻³	1.40 mg m ⁻³	Reichert et al. (2003)
Armazenar, suprir e ciclar nutrientes	0.25	pH	0.20	5.0	6.5	CQFS- RS/SC (2004)
		P	0.20	15.0 mmolc/dm ³	90.0 mmolc/dm ³	CQFS- RS/SC (2004)
		K	0.20	700.0 mg/dm ³	4200.0 mg/dm ³	CQFS- RS/SC (2004)
		MO	0.40	25.0 g/dm ³	50.0 g/dm ³	CQFS- RS/SC (2004)
Promover a conservação do solo	0.25	DMG	0.25	0.25 mm	2.50 mm	Alvarenga et al. (1986)
		Ds	0.25	1.30 mg m ⁻³	1.40 mg m ⁻³	Reichert et al. (2003)
		Pt	0.25	0,50 m ³ m ⁻³	0.55 m ³ m ⁻³	Kiehl (1979) e Cardoso (2008)
		MO	0.25	25.0 g/dm ³	50.0 g/dm ³	CQFS- RS/SC (2004)

Tabela 5: Índices de qualidade do solo para as áreas amostrais dos sistemas pecuários com diferentes matrizes de tipo de solo, cambissolos em Lauro Müller e argilosos em Tubarão, na região Sul de Santa Catarina, Brasil. Cam. (referentes às áreas de solos do tipo cambissolos); Arg. (referentes às áreas de solos do tipo argilosos).

Áreas	Funções Principais do Solo				IQS	Interpretação
	Receber, armazenar e suprir água	Promover o crescimento das raízes	Armazenar, suprir e ciclar nutrientes	Promover a conservação do solo		
Cambissolos						
Cam.a1	0.1307	0.0034	0.3860	0.1204	0.6405	Média
Cam.a2	0.0521	0.0253	0.1352	0.1103	0.3229	Média
Cam.a3	0.2058	0.0091	0.3238	0.1204	0.6591	Média
Cam.a4	0.1202	0.0042	0.1256	0.0231	0.2731	Baixa
Argilosos						
Arg.a1	0.1562	0.0018	0.2100	0.0030	0.3710	Média
Arg.a2	0.1594	0.0853	0.4711	0.1021	0.8179	Alta
Arg.a3	0.2000	0.1010	0.1223	0.1200	0.5433	Média
Arg.a4	0.0098	0.0037	0.1000	0.1401	0.2536	Baixa

Há um efeito negativo na abundância das espécies paracoprídeas na qualidade das funções exercidas pelo solo (receber, armazenar e suprir água; promover o crescimento das raízes; armazenar, suprir e ciclar nutrientes; promover a conservação do solo) na área amostral a4 dos solos argilosos ($F = 17.55$, $P = 0.003$), diminuindo o número de indivíduos nestes solos onde a qualidade é abaixo de 10%. Observamos também efeito negativo na abundância de espécies tuneleiras do índice de qualidade do solo da função de receber, armazenar e suprir água para a área amostral a2 deste tipo de solo ($F = -36.97$, $P = 0.002$).

Discussão

A estruturação funcional dos besouros escarabeíneos nas diferentes matrizes de solos nos ambientes pecuários se mostrou semelhante às comunidades de escarabeíneos em geral, nos quais há maior abundância de paracoprídeos, seguidos de telecoprídeos e finalmente os

endocoprídeos (Halffter e Edmonds, 1982). Estes organismos, distribuídos principalmente nas regiões tropicais do planeta (Halffter e Matthews, 1966; Halffter e Edmonds, 1982; Hanski, 1991) estão sendo utilizados em muitos estudos de monitoramento e de respostas a processos ecológicos (i.e. ciclagem de nutrientes) devido às funções ecossistêmicas que executam (Halffter e Favila, 1993; Davis et al., 2001; Spector, 2006, Nichols et al., 2008; Amézquita e Favila, 2010; Kudavidanage et al., 2012; Braga et al., 2013; Gollan et al., 2013; Gray et al., 2014).

Estudos realizados em áreas de pastagem na região Neotropical, também registraram maior abundância de espécies tuneleiras (Navarette e Halffter, 2008; Almeida et al., 2011; Correa et al., 2013; Favila, 2014; Silva et al., 2014). Esta guilda apresenta diferentes formas de utilização do recurso (enterrio abaixo ou ao lado da massa fecal) e do uso do solo, o que possibilita reduzir a competição entre espécies deste grupo funcional (Halffter e Edmonds, 1982); permitindo assim uma compensação (*trade-off*) entre a habilidade de captar o recurso e a competição entre as espécies, onde indivíduos que são melhores competidores podem excluir outros. Em contrapartida, espécies que são piores competidoras podem ser boas colonizadoras e ocupar habitats ideais para ambas as espécies (Logue et al., 2011). Em geral, a estruturação das comunidades dos besouros escarabeíneos é fortemente influenciada pela elevada competição devido aos recursos alimentares serem escassos e efêmeros (Halffter e Matthews, 1966; Simmons e Ridsdill-Smith, 2011).

Em termos de biomassa, na matriz de solos argilosos, a espécie tuneleira *D. nisus* foi a que mais contribuiu, enquanto que em cambissolos duas espécies de diferentes guildas funcionais (paracoprídea e telecoprídea) foram dominantes, *O. sulcator* e *D. multicolor*. Essas três espécies apresentam tamanho corporal grande e de acordo com Peters (1983), o tamanho do corpo é diretamente proporcional à quantidade de recursos consumidos. Assim sugere-se que são as que mais contribuem para a remoção de matéria orgânica nestes ambientes. Espécies do grupo funcional dos paracoprídeos (tuneleiros) apresentam muitas vezes o tamanho corporal grande, tornando-os mais eficientes e capazes de proporcionar uma maior taxa de remoção do esterco (Estrada e Coates-Estrada, 1991; Andresen, 1999; Slade, 2007; Dangles et al., 2012). Entretanto, há um incremento no percentual de remoção quando as assembleias destes besouros apresentam maior heterogeneidade no tamanho corporal (Nervo et al., 2014).

Solos do tipo cambissolos caracterizam-se por apresentar baixa permeabilidade (Santos et al., 2013), o que nos permite inferir que a presença destes organismos pode favorecer o aumento da infiltração de água, mediante a função que executam como “arquitetos do solo”. A guilda funcional dos besouros escarabeíneos paracoprídeos foi a mais abundante em ambas as matrizes de solo estudadas e relacionou-se positivamente com a porosidade e com a umidade volumétrica do solo. Ressalta-se que propriedades hidrológicas de solos franco arenosos são favorecidas pela atividade de espécies pertencentes a esta guilda (Brown et al., 2010) e teoricamente, pelo ciclo de vida deste grupo, podem atuar como um reforço no processo da manutenção da aeração do solo, uma vez que, quando os indivíduos adultos realizam as galerias e depositam seus ovos, a próxima geração de besouros quando emergida também favoreceria esse processo (Halffter e Edmonds, 1982).

Estes atributos estão relacionados com alterações no volume do solo e diretamente com o grau de compactação, processo este em que a porosidade e a permeabilidade são reduzidas e a densidade e a resistência são aumentadas (Soane e Ouwerkerk, 1994; Reichert et al., 2007). Durante o processo de compactação, os macroporos ($> 50 \mu\text{m}$) são os primeiros a serem destruídos e substituídos por poros menores, principalmente que retêm água (Silva et al., 1986; Reichert et al., 2007), assim quando a compactação reduz a porosidade de aeração para valores menores que 10%, a taxa de difusão dos gases é próxima de zero, afetando a aeração do sistema radicular das plantas, o que pode acarretar em anaerobiose (Xu et al., 1992). Além disso, era esperado que a guilda funcional dos telecoprídeos estivesse relacionada com solos com maior porosidade devido à característica de nidificação que, ao formarem bolas de alimentação e/ou nidificação com o recurso, são posteriormente roladas e enterradas a certa distância da fonte e a uma baixa profundidade do solo (Halffter e Edmonds, 1982). Assim sugere-se que a atividade destes organismos permite então uma melhor aeração na camada superficial do solo, diminuindo os microporos.

Parâmetros químicos do solo, como teor de micronutrientes (Mg e Ca) relacionaram-se com espécies paracoprídeas, enquanto que espécies telecoprídeas com o teor de nitrogênio e a única espécie endocoprídea registrada, *E. parallelus*, com a percentagem de matéria orgânica do solo. Esse padrão foi observado em ambas as matrizes de solo. Estes organismos apresentam contribuição indireta na ciclagem de nutrientes com fragmentação de resíduos de plantas e na estimulação da atividade microbiana, enquanto que exercem influência direta na estrutura do solo ao redistribuir a matéria orgânica e também

microrganismos (González et al., 2001; Lavelle e Spain, 2001; Nichols et al., 2007). Além disso, os besouros escarabeíneos ao alocarem excrementos no solo contribuem significativamente para a transferência de nutrientes melhorando a qualidade nutricional das plantas (Galbiatet al., 1995; Hanify, 2012). Recentemente foi registrada que a atividade deste grupo ao incorporar esterco de bovinos alimentados com uma mistura de biocarvão e melaço, disponibiliza e aumenta o carbono estável no horizonte do solo, melhorando assim a fertilidade do mesmo (Joseph et al., 2015). Solos com IQS entre 0.20 e 0.38 favorecem o aumento na abundância dos besouros escarabeíneos das diferentes guildas funcionais, possivelmente, devido aos atributos determinados nestas funções, que nestas áreas apresentam valores acima do limite crítico.

Muitas revisões têm discutido os efeitos da fauna edáfica nos processos e nas propriedades dos solos (Anderson, 1988; Hendrix et al., 1990; Wolters, 1991; Lee e Pankhurst, 1992, Lavelle e Spain, 2001), entretanto utilizar um índice de qualidade do solo relacionado à abundância de insetos por guildas funcionais é algo inovador, que permite esclarecer como os diferentes componentes da qualidade do solo afetam a presença ou a colonização de escarabeíneos. A importância do uso deste índice em testar a resposta da abundância dos besouros escarabeíneos à qualidade do solo contribui para o entendimento da relação destes organismos com as funções principais do solo. Assim, sugerimos que esta aplicabilidade de um índice de qualidade do solo poderá ser um instrumento para estudos futuros que busquem avaliar a influência da qualidade do solo em aspectos biológicos e comportamentais destes organismos edáficos.

Sabe-se que para a manutenção da qualidade do solo e da sustentabilidade do seu uso a abundância e a estruturação funcional da macrofauna edáfica devem ser relacionadas com as propriedades e processos do solo, para contribuir com o manejo da fertilidade biológica do solo (Vohland e Schroth, 1999; Merlim et al., 2005; Tarrá et al., 2012). Nosso estudo permitiu mostrar que solos com qualidade média e alta favorecem a abundância de espécies tuneleiras e roladoras; em contrapartida, solos que apresentam baixa qualidade afetam de forma negativa a abundância dos paracoprídeos. Assim, esta inferência permite uma avaliação mais polida do uso do solo em sistemas pecuários e contribui para estimar necessidades de pesquisa a fim de monitorar as mudanças nas propriedades e nos processos do solo, bem como sugerir práticas de manejo conservacionistas e mais sustentáveis a fim de

monitorar a qualidade em resposta ao uso da terra e das práticas utilizadas.

Agradecimentos

Agradecemos aos produtores rurais que gentilmente disponibilizaram as áreas de amostragem. Agradecemos a Joana Zamprônio Bett pela valiosa assistência logística e suporte em campo. Ao Dr. Fernando Vaz de Mello pela confirmação na identificação dos espécimes. Ao Fundo de Apoio à Manutenção e a Desenvolvimento da Educação Superior (FUMDES) (PMF) e ao CNPq (Processo 309030/2013-7) pela bolsa de produtividade em pesquisa (MIMH). Agradecemos a L. Arellano, B. Cortês, P. da Silva, M.E. Favila, V. Korasaki e N. Peroni, e pelos comentários e sugestões.

Referências

Almeida, S., Louzada, J., Sperber, C., Barlow, J., 2011. Subtle land-use change and tropical biodiversity: dung beetle communities in Cerrado grasslands and exotic pastures. *Biotropica* 43, 704–710.

Alvarenga, R.C., Fernandes, B., Silva, T.C.A., Resende, M., 1986. Estabilidade de agregados de um Latossolo Roxo sob diferentes métodos de preparo do solo e de manejo da palhada do milho. *Rev. Bras. Cienc. Solo* 10, 273–277.

Amézquita, S., Favila, M.E., 2010. Removal rates of native and exotic dung by dung beetles (Scarabaeidae: Scarabaeinae) in a fragmented tropical rain forest. *Environ. Entomol.* 39, 328–336.

Anderson, J.M., 1988. Spatiotemporal effects of invertebrates on soil processes. *Biol. Fert. Soils* 6, 216–227.

Andresen, E., 1999. Seed dispersal by monkeys and the fate of dispersed seeds in Peruvian rainforest. *Biotropica* 31, 145–158.

Andresen, E., 2003. Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. *Ecography* 26, 87–97.

- Anduaga, S., 2004. Impact of the activity of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) inhabiting pasture land in Durango, Mexico. *Environ. Entomol.* 33, 1307–1312.
- Arellano, L., León-Cortés, J., Halfpeter, G., 2008. Response of dung beetle assemblages and their conservation in remnant natural and modified habitats in southern Mexico. *Insect Conserv. Divers.* 1, 253–262.
- Arellano, L., Castillo-Guevara, C., 2014. Efecto de los incendios forestales no controlados en el ensamble de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en un bosque templado del centro de México. *Rev. Mex. Biodivers.* 85, 854–865.
- Arriaga, A., Halfpeter, G., Moreno, C., 2012. Afinidades biogeográficas y riqueza de especies de escarabajos copronecrófagos (Scarabaeoidea) en el sureste del Altiplano Mexicano. *Rev. Mex. Biodivers.* 83, 519–529.
- Bang, H.S., Lee, J., Kwon, O.S., Na, Y.E., Jang, Y.S., Kim, W.H., 2005. Effects of paracoprid dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) on the growth of pasture herbage and on the underlying soil. *Appl. Soil Ecol.* 29, 165–171.
- Blake, G.R., Hartge, G., Bulk, K.H., 1986. Density. In: Klute, A. (Ed.). *Methods of soil analysis: Physical and Mineralogical Methods. Part 1.* Madison: American Society of Agronomy, pp. 363-375.
- Braga, R.F., Korasaki, V., Andresen, E., Louzada, J., 2013. Dung beetle community and functions along a habitat-disturbance gradient in the Amazon: a rapid assessment of ecological functions associated to biodiversity. *PlosOne* 8, e57786.
- Brown, J., Scholtz, C.H., Jean-Louis, J., Grellier, S., Podwojewski, P., 2010. Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) can improve soil hydrological properties. *Appl. Soil Ecol.* 46, 9–16.
- Cabrera, G., 2012. La macrofauna edáfica como indicador biológico del estado de conservación/perturbación del suelo. Resultados obtenidos en Cuba. *Pastos y Forrajes* 35, 349–364.

Calafiori, M.H. 1979. Influência do *Dichotomius anaglypticus* (Mannerheim, 1829) (Coleoptera, Scarabaeidae) na fertilização do solo e no desenvolvimento do milho (*Zea mays* L.). Piracicaba, ESALQ, pp. 87.

Candú, M.P., Becker, A., Bedano, J.C., Schiavo, H.F. 2007. Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. Ci. Suelo, 25, 173–178.

Campos, R.C., Hernández, M.I.M., 2013. Dung beetle assemblages (Coleoptera, Scarabaeinae) in Atlantic forest fragments in southern Brazil. Rev. Bras. Entomo., 57, 47–54.

Cardoso, E.L., Silva, M.L.N., Curi, N., Ferreira, M.M., Freitas, D.A.F. 2011. Qualidade química e física do solo sob vegetação arbórea nativa e pastagens no Pantanal Sul-Mato- Grossense. Rev. Bras. Cienc. Solo, 35, 613–622.

Chao, A., Jost, L., 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. Ecology 93, 2533–2547.

Conceição, P.C., Amado, T.J.C., Mielniczuk, J., Spagnollo, E., 2005. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. Rev. Bras. Cienc. Solo 29, 777–788.

Correa, C.M.A., Puker, A., Korasaki, V. Oliveira, N.G., 2013. Dung beetles (Coleoptera, Scarabaeinae) attracted to sheep dung in exotic pastures. Rev. Bras. Entom. 57, 113–116.

CQFS – RS/SC. COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO. Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 10. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Núcleo Regional Sul. 2004. pp. 400.

Cruz, M.R., Martínez, I.M., López-Collado, J., Vargas-Mendoza, M., González-Hernández, H., Platas-Rosado, D., 2012. Degradación del estiércol vacuno por escarabajos estercoleros en un pastizal tropical de Veracruz, México. Rev. Col. Ent. 38, 148–155.

- Da Silva, P.G., Vaz-de-Mello, F.Z., Di Mare, A., 2011. Guia de identificação das espécies de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) do município de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotrop.*, 11, 329–345.
- Da Silva, P.G., Hernández, M.I.M., 2015. Scale-dependence of processes structuring dung beetle metacommunities using functional diversity and community deconstruction approaches. *Plos One* 10, 1–29.
- Da Silva, P.G., Hernández, M.I.M., 2015. Spatial patterns of movement of dung beetle species in a tropical forest suggest a new trap spacing for dung beetle biodiversity studies. *Plos One* 10, 1–18.
- Dangles, O., Carpio, C, Woodward, G., 2012. Size-dependent species removal impairs ecosystem functioning in a large-scale tropical field experiment. *Ecology*. 93, 2615–2625.
- Davis, A.J., Holloway, J.D., Huijbregts, H., Krikken, J., Kirk-spriggs, A.H., Sutton, S.L., 2001. Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. *J. Appl. Ecol.* 38, 593–616.
- Doran, J.W., Parkin, T.B., 1996. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: Doran, J.W., Jones, A.J. (Eds.), *Methods for Assessing Soil Quality*. Soil Science Society of America, Special Publication 49, Madison, WI, pp. 25–37.
- Doube, B.M., 1990. A functional classification for analysis of the structure of dung beetle assemblages. *Ecol. Entomol.* 15, 371–383.
- Doube, B.M., 1991. Dung beetles of Southern Africa., In: Hanski, I., Cambefort, Y. (eds.), *Dung beetle ecology*. Princeton University Press, Princeton, NJ. pp. 133–155.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2014. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS). Embrapa Solos Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. pp. 444.
- Estrada, A., Coates-Estrada, R., 1991. Howling monkeys (*Alouata palliata*), dung beetles (Scarabaeidae) and seed dispersal: ecological interactions in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. *J. Trop. Ecol.* 7, 459–474.

Farias, P.M. de, Arellano, L., Hernández, M.I.M, Lopez, S.O., 2015. Response of the copro-necrophagous beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) assemblage to a range of soil characteristics and livestock management in a tropical landscape. *J. Insect Conserv.* 19, 947–960.

Favila, M.E., 2014. Historical, biogeographical and ecological factors explain the success of some native dung beetles after the introduction of cattle in Mexico. *Pastos* 42, 161–181.

Freitas, D.A.F., Silva, M.L.N., Cardoso, E.L., Curi, N. 2012. Índices de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso e manejo florestal e cerrado nativo adjacente. *Rev. Ciênc. Agron.* 43, 417–428.

Galbiati, C., Bensi, C., Conceição, C.H.C., Florcovski, J.L., Calafiori, M.H., 1995. Estudo comparativo entre besouros do esterco, *Dichotomius anaglypticus* (Mann., 1929) e *Onthophagus gazela* (F.), sobre as pastagens, em condições brasileiras. *Ecosistema* 20, 109–118.

Gill, B., 1991. Dung beetles in tropical American forests. In: Hanski, I., Cambefort, Y. (eds) *Dung beetle ecology*. Princeton: Princeton University Press; 1991. pp. 211–229

Glover, J.D., Reganolda, J.P., Andrews, P.K., 2000. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. *Agric.Ecosyst.Environ.* 80, 29–45.

Gollan, J.R., Bruynb, L.L., Reidb, N., Wilkiea, L., 2013. Monitoring the ecosystem service provided by dung beetles offers benefits over commonly used biodiversity metrics and a traditional trapping method. *J. Nat. Conserv.* 21, 183–188.

González, G., Ley, R.E., Schmidt, S.K., Zou, X., Seastedt, T.R., 2001. Soil ecological interactions: comparisons between tropical and subalpine forests. *Oecologia* 128, 549–556.

Gotelli, N., Colwell, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4, 379–391.

- Gray, C.L., Slade, E.M., Mann, D.J., Lewis, O.T., 2014. Do riparian reserves support dung beetle biodiversity and ecosystem services in oil palm-dominated tropical landscapes? *Ecol. Evol.* 4, 1049–1060.
- Halfftter, G., Edmonds, W.D., 1982. The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeidae). *An Ecological and Evolutive Approach. Man and Biosphere Program Unesco, Mexico City.* pp.176.
- Halfftter, G., Favila, M.E., 1993. The Scarabaeinae an animal group for analysing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscapes. *Biol. Int.* 27, 15–21.
- Halfftter, G., Matthews, E.G., 1966. The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae). *Folia Entomol. Mex.* 12/14, 1–312.
- Hanify, H.E.M., 2012. Effect of dung beetles, *Scarabaeussacer* (Scarabaeidae: Scarabaeinae) on certain biochemical contents of leaves and fruits of tomato and squash plants. *J. Appl. Sci. Res.* 8, 4927–4936.
- Hanski, I., 1991. The dung insect community. In: Hanski, I., Cambefort, Y. (eds.). *Dung beetle ecology.* Princeton: Princeton University Press. pp. 5–21.
- Hanski, I., Cambefort, Y., 1991. Competition in dung beetles. In: Hanski, I., Cambefort, Y. (eds.) *Dung beetle ecology.* Princeton, Princeton University Press, pp. 305–329.
- Hartemink, A.E., 2003. *Soil Fertility Decline in the Tropics with Case Studies on Plantations,* CABI Publishing, Cambridge. pp.374.
- Heink, U., Kowarik, I., 2010. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecol. Indic.*, 10, 584–593
- Hendrix, P.F., Crossley, J.R., Blair, D.A., Coleman, J.M., 1990. Soil biot as components of sustainable agroecosystems. In: Edwards, C.A., Lal, R., Madden, P., Miller, R.H., House, G. (eds.). *Sustainable Agricultural Systems,* Ankey, Iowa: Soil and Water Conservation Society, pp. 637–654.

Hillel, D., 1998. Environmental soil physics. London: Academic Press, 771p.

Imhoff, S., Silva, A.P., Tormena, C.A., 2000. Aplicações da curva de resistência no controle da qualidade física de um solo sob pastagem. *Pesq. Agropec. Bras.* 35, 1493–1500.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia, 2015. Dados climatológicos. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas> Acesso em: 20 de janeiro de 2015.

Joseph, S., Pow, D., Dawson, K., Mitchell, D.R.G., Rawal, A., Hook, J., Taherymoosavi, S., Van Zwieten, L., Rust, J., Donne, S. Munroe, P., Pace, B., Graber, E., Thomas, T., Nielsen, S. Ye, J., Lin, Y. Genxing, P., Li, L., Solaiman, Z.M., 2015. Feeding biochar to cows: an innovative solution for improving soil fertility and farm productivity. *Pedosphere* 25, 666–679.

Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E., 1997. Soil Quality: A concept, definition, and Framework for Evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 4–10.

Karlen, D.L., Stott, D.E., 1994. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bzedicek, D.F., Stewart, B.A., (eds.) *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison, Soil Science Society of America, pp.53-72.

Kiehl, E.J., 1979. *Manual de edafologia*. São Paulo: Agronômica Ceres, pp.262.

Kudavidanage, E.P., Qie, L., Lee, J.S.H., 2012. Linking biodiversity and ecosystem functioning of dung beetles in south and southeast Asian tropical rainforests. *Raffles B. Zool.* 25, 141–154.

Larsen, T.H., Forsyth, A., 2005. Trap spacing and transect design for dung beetle biodiversity studies. *Biotropica.* 37, 322–325.

Lavelle, P., Spain, A.V., 2001. *Soil Ecology*. Amsterdam. Kluwer Scientific Publications, pp.691.

- Lee, K.E., Pankhurst, C.E., 1992. Soil organisms and sustainable productivity. *Aust. J. Soil Res.* 30, 855–892.
- Letey, J. 1985. Relationship between soil physical properties and crop productions. *Adv. Soil Sci.* 1, 277–294.
- Lobo, J.M., Martín-Piera, F., Veiga, C.M., 1988. Las trampas pitfall con sebo, sus posibilidades en el estudio de las comunidades coprófagas de Scarabaeoidea (Col.). I. Características determinantes de su capacidad de captura. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 25, 77–100.
- Logue, J.B., Mouquet, N., Peter, H., Hillebrand, H., 2011. The Metacommunity Working Group Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends. Ecol. Evol.* 26, 482–491.
- Lumaret, J.P., Kirk, A.A., 1987. Ecology of dung beetles in the French Mediterranean region. *Acta Zool. Mex.* 24, 1–55.
- Martínez, J.N., García, H., Pulido, L.A., Ospino, D., Narváez, J.C., 2009. Escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeinae) de la vertiente noroccidental, sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Neotrop. Entomol.* 38, 708–715.
- Merlim, A.O., Guerra, J.G.M., Junqueira, R.M., Aquino, A.M., 2005. Soil macrofauna in covercrops of figs grown under organic management. *Sci. Agric.* 62, 57–61.
- Montgomery, D.R. 2007. Soil erosion and agricultural sustainability. *PNAS* 134, 13268–13272.
- Navarrete, D., Halffter, G., 2008. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) diversity in continuous forest, forest fragments and cattle pastures in a landscape of Chiapas, México: the effects of anthropogenic changes. *Biodivers. Conserv.* 17, 2869–2898.
- Nervo, B., Tocco, C., Caprio, E., Palestrini, C., Rolando, A., 2014. The effects of body mass on dung removal efficiency in dung beetles. *Plos One* 9, 1–9.

Nichols, E., Larsen, T., Spector, S., Davis, A. L., Escobar, F., Favila, M., Vulinec, K., 2007. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analyses. *Biol. Conserv.* 137, 1–19.

Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amézquita, S., Favila, M.E., 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biol. Conserv.* 141, 1461–1474.

Peters, R.H., 1983. *The Ecological Implications of Body Size*. Melbourne: Cambridge University Press. pp. 329.

Pinzón, A., Amezcua, E., 1991. Compactación de suelos por el pisoteo de animales en pastoreo en el piedmonte amazónico de Colombia. *Past. Trop.* 13, 21–26.

Ponting, C., 2007. *A new green history of the world: The environment and collapse of great civilizations*. Penguin Books, New York. pp.452.

R Core Team., 2015. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, AUT. URL <http://www.R-project.org/>.

Reichert, J.M., Suzuki, L.E.A.S., Reinert, D.J., 2007. Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e mitigação. *Tópicos Ci. Solo*5, 49–134.

Rousseau, L., Fonte, S., Téllez, O., Hock, R., Lavelle, P., 2013. Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. *Ecol. Indic.* 27, 71–82.

Santos, H.G., Jacomine, P.K.T., Anjos, L.H.C., Oliveira, V., Lumbreras, J.F., Coelho, M.R., Almeida, J.A., Cunha, T.J., Oliveira, J.B., 2013. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Santos et al. (eds) Embrapa, Brasília, pp.353.

Schjønning, P., Elmholt, S., Christensen, B.T., 2004. *Managing Soil Quality: Challenges in Modern Agriculture*, CAB International, Cambridge. pp. 338.

Silva, R.J., Coletti, F. Costa, D.A., Vaz-de-Mello, F.Z., 2014. Rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) de florestas e pastagens no sudoeste da Amazônia brasileira: Levantamento de espécies e guildas alimentares, *Acta Amaz.* 44, 345–352.

Silva, A.P., Libardi, P.L., Camargo, O., 1986. A. Influência da compactação nas propriedades físicas de dois Latossolos. *Rev. Bras. Cienc. Solo* 10, 91–95.

Silva, R.J., Ribeiro, H.V., Souza, M.F., Vaz-de-Mello, F.Z., 2015. Influência da granulometria do solo na estrutura de guildas funcionais de besouros rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) em florestas semidecíduais no estado do Mato Grosso, Brasil. *Biosci. J.* 31, 601–612.

Simmons, L.W., Ridsdill-Smith, T.J., 2011. Reproductive competition and its impact on the evolution and ecology of dung beetles. In: Simmons, L.W., Ridsdill-Smith, T.J. (eds.). *Ecology and evolution of dung beetles.* Oxford: Blackwell Publishing. pp. 1–20.

Slade, E.M., Darren, J.M., Villanueva, J.F., Lewis, T., 2007. Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. *J. Anim. Ecol.* 76, 094–104.

Soane, B.D., Ouwerkerk, C.V., 1994. Soil compaction problems in world agriculture. In: Soane, B.D.; Ouwerkerk, C. van, eds. *Soil compaction in crop production.* Netherlands, Elsevier. pp. 01–21.

Sowig, P., 1995. Habitat selection and offspring survival rate in three paracoprid dung beetles: the influence of soil type and soil moisture. *Ecography* 18, 147–154.

SSSA- Soil Science Society of America, 1997. *Glossary of Soil Science Terms.* Madison WI. Soil Science Society of America Inc. pp. 139.

Spector, S., 2006. Scarabaeine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): an invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. *Coleopts. Bull.* 5, 71–83.

Tarrá, I.L.C., Luizão, F.J., Wandelli, E.V., Teixeira, W.G., Morais, W.J., Fernandes, E.C.M., Brochel, K. V., Pérez, N.V., 2012. Grupos funcionais da macrofauna e macroporos do solo em sistemas agroflorestais da Amazônia Central. *Prospect* 10, 6–17.

Taylor, H.M., 1971. Effect of soil strength on seedling emergence, root growth and crop yield. In: Barnes, K.K. (eds). *Compaction of agricultural soils*. Madison, American Society of Agricultural Engineers, pp. 292–305.

Taylor, H.M., Roberson, G.M., Parker, J.J., 1966. Soil strength-root penetration relations for medium-to-coarse textured soil materials. *Soil Sci.* 102, 18–22.

Vaz-de-Mello, F.Z., Edmonds, W.D., Ocampo, F., Schoolmeesters, P., 2011. A multilingual key to the genera and subgenera of the subfamily Scarabaeinae of the New World. *Zootaxa* 2854, 1–73.

Vezzani, F.M., Mielniczuk, J., 2009. Uma visão sobre qualidade de solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 33, 743–755.

Vohland, K., Schroth, G., 1999. Distribution patterns of the litter macrofauna in agroforestry and monoculture plantations in central Amazonia as affected by plant species and management. *Appl. Soil Ecol.* 13, 57–68.

Vulinec, K., 2002. Dung beetle communities and seed dispersal in primary forest and disturbed land in Amazonia. *Biotropica* 34, 297–309.

Wagger, M.G., Denton, H.P., 1989. Influence of cover crop and wheel traffic on soil physical properties in continuous no-till corn. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53, 1206–1210,

Wolters, V., 1991. Soil invertebrates: Effects on nutrient turnover and soil structure. A review. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 154, 389–402.

Wood, L., Lenzen, M., Dey, C., Lundie, S. 2006. A comparative study of some environmental impacts of conventional and organic farming in Australia. *Agr. Sci.* 89, 324–348.

Wu, X., Sun, S., 2010. The roles of beetles and flies in yak dung removal in an Alpine Meadow of Eastern Qinghai-Tibetan Plateau. *Ecoscience* 17, 146–155.

Wymore, A.W., 1993. *Model-based Systems Engineering. An Introduction to the Mathematical Theory of Discrete Systems and to the Tricotyledon Theory of System Design.* CRC Press Inc., Boca Raton, Florida. pp. 710.

Xu, X., Nieber, J.L., Gupta, S.C., 1992. Compaction effect on the gas diffusion coefficient in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 1743–1750.

**CAPÍTULO III: DUNG MASS REMOVAL BY DUNG BEETLES
(COLEOPTERA: SCARABAEINAE) IN A ROTATING PASTURE
SYSTEM IN SOUTHERN BRAZIL**

Patrícia Menegaz de Farias & Malva Isabel Medina Hernández

Artigo submetido para o periódico: *Environmental Entomology*

“Sou engenheira agrônoma, formada na Universidade Rural de Viena, Áustria, com doutorado na mesma universidade. O solo sempre me fascinou, porque do solo dependem as plantas, a água, o clima. Tudo está interligado. Não existe ser humano sadio se o solo não for sadio e as plantas bem nutridas. Dizem que eu inventei a agricultura orgânica. Conscientemente, não. A gente sempre trabalhou dessa forma.”

(Ana Primavesi)

Dung mass removal by dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) a rotating pasture system in Southern Brazil

Abstract: Dung beetles participate in nutrient cycling by allocating and removing decaying organic matter, especially mammal feces, carrying out currently undervalued ecosystem functions in livestock systems. Our objective was to evaluate the dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) contribution to fecal mass removal in a livestock system in Southern Brazil over three different exposure periods to bovine fecal mass. The study was conducted in the summer of 2014, in the municipality of Lauro Müller, Santa Catarina, Brazil, within an area of dairy cattle production, which used a livestock rotation system. The study site was 20,000 m², situated 1,000 m from forest areas, with two sampling sites (replicates) 1,000 m apart. At each site we established 15 sample units per treatment (fecal mass exposure periods), each five meters apart. A sampling unit consisted of one plastic container with 10kg of soil, and 900 g of bovine fecal mass on the surface. Control containers were also established, with units whose surface was covered by voile cloth in order to prevent beetle entry. Community structure and food resource rates were described over three fecal mass exposure periods: 24, 48 and 72 h. A total of 682 dung beetles were captured representing nine species, where *Ontherus sulcator* (Fabricius, 1775) was the dominant species (653 individuals, 95.7%). The percentage of the total fecal mass removed by beetles per hectare was 23.5% for the 24-hour exposure period, 24.9% for 48 hours, and 16.8% for 72 hours, which reflects these organisms' contributions. Each individual of *O. sulcator* is capable of removing within the first 24h on average 3.35 g of feces, whereas at 48h they remove 1.1 g, and at 72h only 0.36 g. *Ontherus sulcator* was able to remove on average 6.7 times its own body weight in 24 hours. Our results demonstrate the importance of dung beetles in the process of organic matter decomposition in a livestock system.

Keywords: Decomposition, Livestocksystem, Scarabaeinae, Tunnelers

Introduction

Evaluation of ecosystem function allows the understanding of relationships between biodiversity and dynamic ecosystem processes (Díaz et al. 2006; Lewis 2009), there by promoting knowledge and value to the environmental services provided by organisms (Losey and

Vaughan 2006; Armsworth et al. 2007). The decomposition process is performed by soil fauna, representing a catabolic complement to photosynthesis, and is an important ecosystem service (Coleman et al. 2004; Barrios 2007). Various aspects of the ecosystem functions performed by these organisms have been used to better understand nutrient cycling and energy flow in ecological communities (Hunt and Wall 2002; Dupont et al. 2009).

Macrofauna break down dead organic matter in order to facilitate decomposition (i.e., by bacteria and fungi) and initiate the process of mineralization of organic forms into inorganic nutrients essential for plant growth (Hunt et al. 1987; Tiedje et al. 2001). Among these organisms, dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) contribute to the ecosystem function by reducing material in the decomposition process through its behavior of removing and burying organic matter (Nichols et al. 2008) and thus conserve energy and recycle nutrients in the ecosystem (Spector and Forsyth, 1998; Hanafy 2012). Adults and larvae of this subfamily are detritivorous organisms that can use mammal dung (coprophagous), animal carcasses (necrophagous), and vegetable matter (saprophagous) as food resources, or can be trophic generalists (Halffter and Matthews 1966). Many dung beetles build galleries in the soil in order to store their food source and build their nests, and changes caused by this behavior can modify soil physicochemical characteristics and allow nutrient cycling in the environment, particularly nitrogen and potassium (Halffter and Edmonds 1982; Miranda et al. 1998). Other secondary functions performed by dung beetles include the transport of phoretic mites, control of nematodes and dipterous parasites, as well as secondary seed dispersal (Nichols et al. 2008).

The scarcity of economic evaluation methods for the ecological functions organism's perform, as well as their contribution to productivity and nutrient concentration in different parts of the ecosystem, hampers a full understanding of the importance of the environmental services they perform (Armsworth et al. 2007; Nichols et al. 2008). Dung beetles are generally divided into three functional groups based on resource allocation behavior: a) paracoprids (explained previously, tunnelers), telecoprids (rollers) those that form balls of food which they roll to a burial site, and endocoprids (dwellers) those that nest and feed on food inside the source location, which hardly contribute to ecosystem functions (Halffter and Edmonds 1982). The efficient implementation of the primary functions performed by dung beetles, i.e. removal and burial, is more effective among paracoprids (Halffter and

Edmonds 1982; Horgan, 2005; Anduaga and Huerta 2007; Wu and Sun 2010; Cruz et al. 2012; Nervo et al. 2014), since they dig tunnels below or near the source to which portions of food are taken; in general, the tunnels of the tunnelers are larger or most profound therefore remove more soil (Halffter and Edmonds 1982). Additionally, the beetle's abundance and biomass within communities are important factors in the function efficiency performed by these organisms since its reduction produces a negative effect on the removal rate of organic matter (Amézquita and Favila 2010; Kudavidanage et al. 2012; Braga et al. 2013; Gollan et al. 2013; Gray et al. 2014; Nervo et al. 2014). When there is an increased abundance of dung beetles in silvopastoral systems, the ecological function performed by these organism increases directly via manure removal, and indirectly via cattle ectoparasite reduction (Giraldo et al. 2011). In addition to coprophagous fauna, manure degradation in livestock environments depend on factors such as environmental temperature, rainfall and soil moisture (Dickinson et al. 1981; Anderson et al. 1984; Lumaret and Kadiri 1995). The dung exposure time is another variable that influences the amount of manure that is removed by dung beetles since the offered resource becomes less attractive over time (Escobar 1997; Amézquita and Favila 2010; Braga et al. 2013).

Thes based on the ecological knowledge of dung beetle's functions in livestock systems, and the dearth of information regarding the removal activity of the beetles in Brazilian livestock systems, our study aimed to describe the community structure and removal rates of fecal mass by this group, and to evaluate the ecological contribution of dung beetle species in removing fecal mass over different exposure periods in a livestock system in Southern Brazil. Our hypothesis is that the efficiency of fecal mass removal by dung beetles is influenced by the exposure time of the resource, with longer exposure being less efficient.

Materials and Methods

The study was carried out in summer 2014 (late January and early February), in the municipality of Lauro Müller (Santa Catarina, Brazil) (28°21'26"S, 49°27'07" W). According to the Köppen scale, regional climate is a humid temperate (Cfb) (Kottek et al. 2006). The annual relative humidity of the study area varies between 80% and 85%, and the average annual rainfall is between 1,400 and 1,600 mm. The average annual temperature is between 16 °C and 18 °C. The average altitude is 208 m, and the soil is mostly classified as Cambisol.

Field work was carried out in areas intended for dairy cattle production with a livestock rotation it was system implemented in the previous six years on the farm site. This production system refers to the pasture management type, which divides pasture areas into several sections (paddocks), which alternate based on the results of the pasture's physiological analysis in each paddock (to allow vegetation to regenerate) (Fuhlendorf and Engle, 2001). The rotational system used was Voisin (Voisi 1967). The grass species was *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster and *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster was used as pasture. The grazing pressure (animal stocking density) in the study areas was three animal units per hectare (3AU/ha). The rest time of each paddock was 20 days, and the grazing time of each paddock was 15 days.

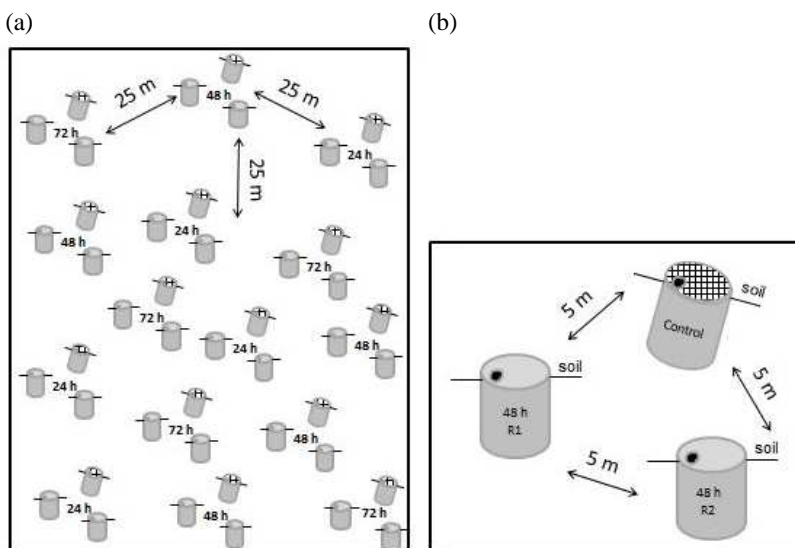
Experimental design

The experiment was conducted within an area of 20.000 m², with two sampling sites 1.000 m apart and roughly 1.000 m from remnants of the Atlantic forest. During the experiment execution the cattle were not present in the fields, to respect the fallow period (20 days). The sample unit consisted of a plastic container (20 cm high x 30 cm diameter) packed with 10kg of sieved (5 mm mesh) soil from the sample site (collected from the surface to a depth of 40 cm), and 900 g of fresh bovine fecal mass added to the surface of the container, deposited on to plastic mesh to facilitate their removal and weighing. The sample units were placed at a depth of 20 cm in the soil. The quantity of dung mass used in the experiment was determined counting and weighing dung that were collected five days before the experiment, performed in 10 random areas of 1m² at each sampling site. The observed average weight of 45 fecal masses recorded was 895.9 g (\pm 27.46 g).

In each sampling site, there were three treatments basead on the time of exposition of the sample units to the dung beetles and consisted in 24, 48 and 72 hours. Each treatment consisted of five sampling points, randomly arranged on the sample site with a minimum distance of 25 meters between points. Each sampling point consisted of two experimental replicates and one control, and they were placed five meters from each other. Control dung units were maintained under the same experimental conditions than sampling units, but, the surface was covered with *voile* fabric to prevent the entry of beetles. Therefore, the sampling effort was of 90 plastic containers, divided into two sampling

sites with 45 units each, of which 60 corresponded to the three treatments (20 of 24h, 20 of 48h and 20 of 72h), and 30 correspond to controls (ten controls for each treatment). In each sample site, the unit analyzed was the sample point (n = 10), thus a sum of the dung beetle data was made (Figure 1).

Figure 1: (a) Layout of sample units used to quantify fecal mass removal by dung beetles in pasture areas in southern Brazil over 24, 48 and 72 hours of fecal mass exposure; (b) Example of a sample point within a time treatment.



The sampling units were withdrawn according to the duration of each treatment, which was guided by the following data collection protocol: first, the manure present on the screen was weighed, individual dung beetles found on the surface of the sample unit were collected; when tunnels were present, they were quantified and the diameter was measured; when present on soil surface, food balls were counted; subsequently, to obtain the amount of fecal mass buried in the soil, the sample units were open and the manure accumulated in the constructed tunnels were collected using tweezers, where they were placed in plastic bags and taken to the lab for weighing. At the same time, the beetles present in the soil were collected and counted.

Control dung samples were weighed at the same time than dung sampling units for each treatments (24, 48 and 72 hours) to measure weight loss by dehydration. To calculate removal activity, the control's average value of calculated dung mass weight was subtracted from the value of each dung sampling unit per exposure treatment.

Specimens collected were killed in the laboratory using ethanol (70%) and dried at 40 °C for 72 hours. The dry weight of each individual sampled was recorded. Species were classified according to dry body weight as follows: Large (L) weighing ≥ 100 mg; medium (M) 10-100 mg; small (P), less than 10 mg (Campos and Henrández, 2013). Specimens were identified to genus level using Vaz-de-Mello et al. (2011), and the identification at the species level was confirmed by comparison with the Entomological Collection from the Biological Science Center at the Federal University of Santa Catarina, where the material is now deposited. Duplicates can be found in the Entomological Collection of the Amael Beethoven Villar Ferrin Center for Technological Development at the University of Southern Santa Catarina.

Data Analysis

Dung beetle assemblage was described using measures of species richness, abundance and biomass. Changes in these measures were compared between treatments (exposure times) using analysis of variance followed by Tukey's test ($\alpha = 0.05$). Biomass data were transformed by $\sqrt{x+1}$, to reduce heteroscedasticity. Statistical analyses were performed using the softwer R 3.0.1 (R Development Core Team 2013). The Jackknife 1 estimator was used to evaluate sampling efficiency and estimated beetle species richness in the livestock system in different periods of dung mass exposure. These analyses were performed using EstimateS v.9.1.0 (Colwell et al. 2012).

The amount of tunnels and dung balls made by beetles was also compared between treatments (exposure times) using analysis of variance, as well as the quantity of fecal mass removed by exposure period. The amount of fecal mass removal was categorized and quantified as follows: supplied fecal mass, removed fecal mass, fecal mass found in the soil, fecal mass on screen; and dehydrated fecal mass (control). The amount of fecal mass removed was obtained using the supplied fecal mass less dehydrated fecal mass. Thus, the removed fecal weights were corrected in accordance with the obtained control.

Results

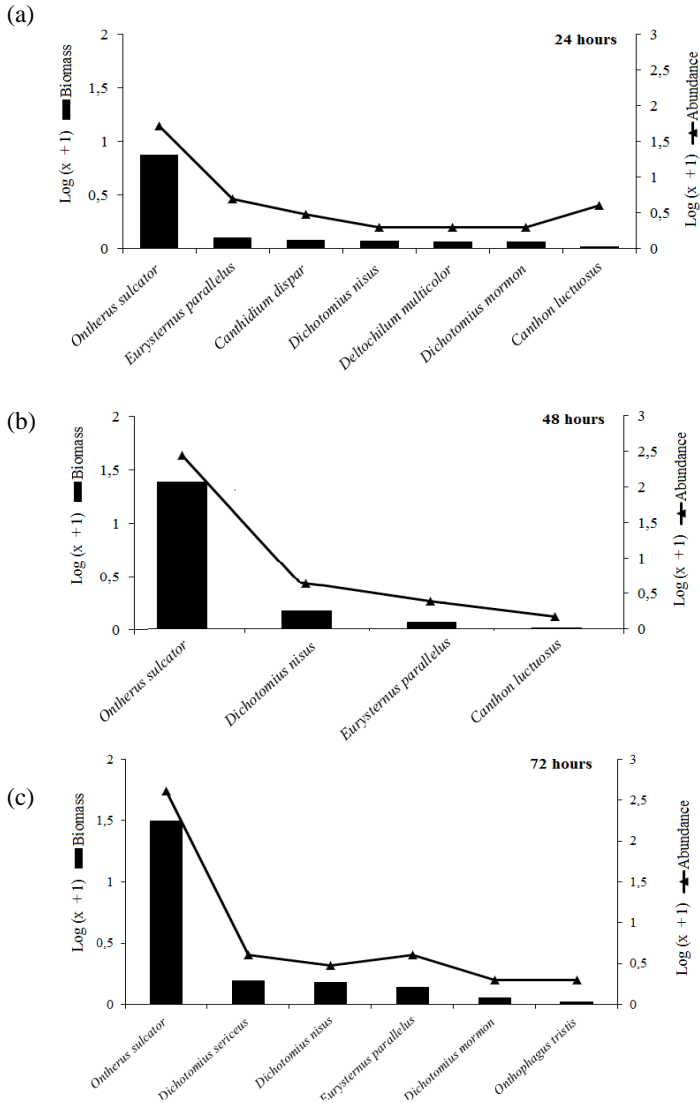
We captured 682 dung beetles representing nine species. Six species from the paracoprid functional group were present, as well as two telecoprid species and only one endocoprid species (Table 1). *Ontherus sulcator* (Fabricius, 1775) was the dominant species in the assemblage, with 95.7% of relative abundance (653 individuals).

Table 1. Dung beetles in rotational pasture system in Lauro Müller, Santa Catarina, Southern Brazil. Ecological characteristics: biomass in mg (L: large, M: medium), functional group (P: paracoprid, T: telecoprid, E: endocoprid), N (number of individuals).

Tribe	Species	Average Biomass (mg)	Functional Group	N
Coprini	<i>Canthidium dispar</i> Harold, 1867	105 (L)	P	2
	<i>Dichotomius mormon</i> (Ljungh, 1799)	156 (L)	P	2
	<i>Dichotomius nisus</i> (Olivier, 1789)	151 (L)	P	6
	<i>Dichotomius sericeus</i> (Harold, 1867)	151 (L)	P	4
	<i>Ontherus sulcator</i> (Fabricius, 1775)	167 (L)	P	653
Deltocilini	<i>Canthon luctuosus</i> (Harold, 1868)	7 (L)	T	1
	<i>Deltochilum multicolor</i> Balthasar, 1939	175 (L)	T	1
Oniticellini	<i>Eurysternus parallelus</i> Castelnau, 1840	89 (M)	E	9
Onthophagini	<i>Onthophagus tristis</i> Harold, 1873	27 (M)	P	4
Total Abundance				682

The 24-hour fecal exposure time group consisted of 63 individuals from seven species, belonging to all three functional groups. In the 48-hour fecal exposure period, 199 individuals were collected from four species, also from all three functional groups. Lastly, in the 72-hour fecal exposure group, 420 individuals were captured from six species however, only the paracoprid and endocoprid functional groups were present (Figure 2). The estimator applied respectively to the three treatments showed that within 24 hours an estimated 68 % of the species were collected, whereas in the 48 hour treatment 83 % were collected, and 79 % in the 72 hour treatment (Table 2).

Figure 2: Dominance-diversity curves based on number of dung beetle species abundance (line) and biomass (column) (in $\log x + 1$) at different fecal mass exposure times ((A) 24 hours, (B) 48 h and (C) 72 hours) in a rotational pasture system in Lauro Müller, Santa Catarina, Southern of Brazil.



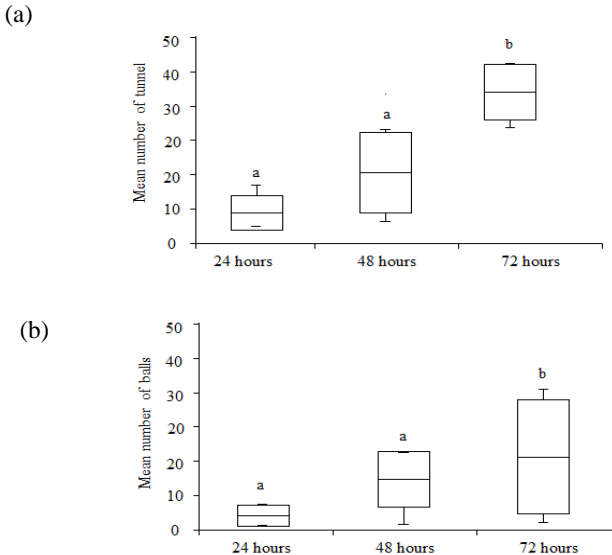
The abundance increased with exposure time, which was higher in the 72-hour exposure treatment, with 42.0 ± 4.66 individuals per sampling unit. The 48-hour exposure treatment had a greater number of individuals ($N = 19.9 \pm 2.60$) than the 24-hour exposure treatment ($N = 6.3 \pm 1.39$) ($F = 15.96$, $df = 2$, $p < 0.005$). Consequently, the biomass was almost eight times greater in 72 hours (69.5 ± 0.67 g) compared to the first 24 hours of exposure (8.7 ± 0.17 g) and almost three times greater compared to 48 hours (27.4 ± 0.48 g). *Ontherus sulcator* being the dominant species in all exposure treatments was also the species that contributed the most in terms of biomass (Figure 2), and was likely more important for the dung removal function in the studied site.

For the quantification of tunnels, balls and removed dung mass we consider only sample units containing the most abundant species, *O. sulcator*. The number of tunnels per sample unit varied among units, ranging from none to 39 (see attachment). The average number of tunnels per unit sample increased over time, and was greater (28.1 ± 10.47) after 72 hours of exposure compared to the average number of tunnels constructed in 48 hours (13.6 ± 9.32) and 24 hours (12.0 ± 5.86) ($F = 13.24$, $df = 2$, $p < 0.0001$) (Figure 3a). Tunnel opening size ranged from 0.04 cm to 1.99 cm (mean: 0.51 ± 0.26). The minimum number of dung balls observed in a sample unit was one, while the maximum number was 34. The average number of dung balls made by dung beetles increased as exposure time increased: after 24, 48 and 72 hours of exposure the fecal mass was on average 1.4 ± 0.30 , 4.4 ± 0.85 , and 10.8 ± 2.29 balls, respectively. The 72-hour fecal mass exposure treatment was significantly higher than others ($F = 3.79$, $p < 0.005$) (Figure 3b).

Table 2. Ecological measures calculated for dung beetle community in a rotational pasture system in Lauro Müller, Santa Catarina, Southern Brazil, over different periods of exposure to dung mass.

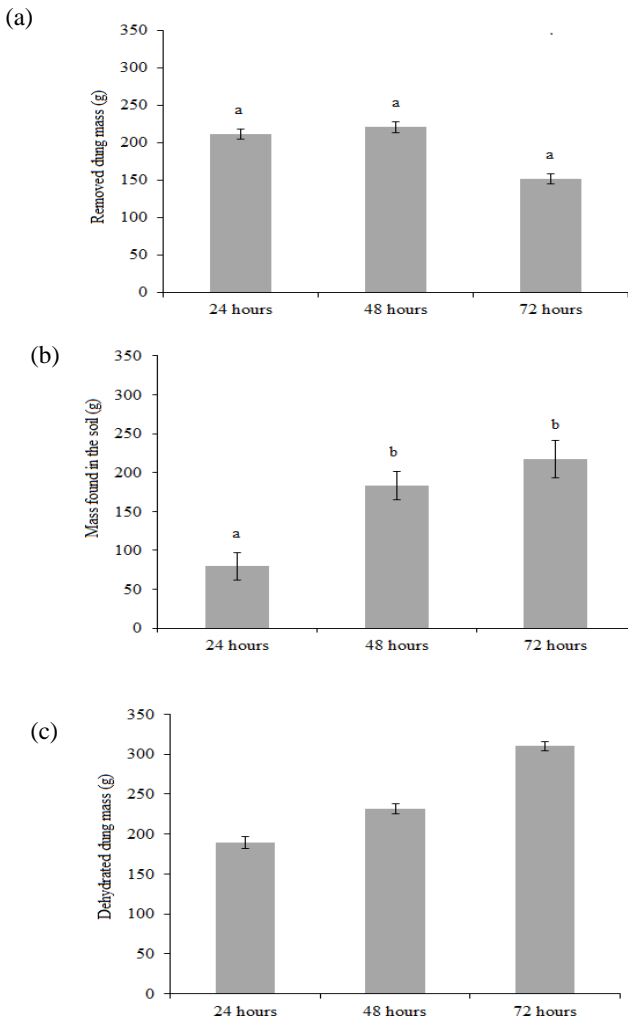
Ecological measures of the dung beetle community	Exposure Period		
	24 hours	48 hours	72 hours
Abundance (N)	63	199	420
Species Richness (S)	7	4	6
Estimated Richness (IC 95%)	10.6 (6.1–15.1)	4.9 (2.9–6.9)	7.8 (5.1–10.5)
Total Biomass (g)	8.47	29.13	69.55

Figure 3: Average number of (a) tunnels and (b) dung balls (box \pm DS; slash max. and min.) formed per sampling unit after 24, 48 and 72 hours of dung mass exposure by *Ontherus sulcator* in rotational pasture system in Lauro Müller, Santa Catarina, Southern Brazil (Different letters indicate significant differences between treatments, Tukey test).



The removal of cattle feces by dung beetles in the studied livestock environment was in average 211.6 ± 6.43 g in 24 hours, 221.0 ± 7.31 g in 48 hours, and 151.7 ± 6.17 g in 72 hours per sample unit (the same in statistics terms, $F = 1.41$, $df = 2$, $p = 0.26$), which reflects the actual contribution of these organisms (Figure 4a). The estimated total fecal mass removed by dung beetles was 23.5% for the 24-hour period, 24.9% for 48 hours, and 16.8% for 72 hours (see attachment). There were significant differences over time in mean fecal mass quantity found in the soil ($F = 11.66$, $df = 2$, $p = 0.0004$), since during the 72 hour period an increase of three times greater was observed in buried material (217.3 ± 24.4 g) than in the 24 hour period (79.6 ± 17.2 g), demonstrating that the burial of cattle feces increases with time (Figure 4b). There was a great loss in fecal mass weight by dehydration during the experiment, with 21% (189.3 ± 7.19 g) of the total offer in 24 hours, 25.7% (231.8 ± 6.61 g) in 48 hours, and 34.4% (310.0 ± 5.28 g) in 72 hours (Figure 4c).

Figure 4: Measures calculated for variables related with dung removal functions performed by *Ontherus sulcator* (average \pm SD) in a rotational pasture system in Lauro Müller, Santa Catarina, Southern Brazil, in different periods of fecal mass exposure (a) removed dung mass; (b) mass found in the soil; (c) dehydrated dung mass.



It is important to mention that much of the fecal mass removed was performed by *O. sulcator* because of its great abundance (see attachment). Since 95.7 % of the individuals belong to this species, it is possible to extrapolate how much each individual is able to remove, within the first 24h each individual removes on average 3.35 g of manure, while in 48h they remove 1.1 g, and in 72h they remove only 0.36 g. Therefore, considering the average wet weight of *O. sulcator* (0.5 ± 0.14 g) we can calculate that each individual was able to remove on average 6.7 times its own body weight in 24 hours.

Discussion

The dung beetle species richness found in the livestock system consisted of nine species. The colonization of these beetles depends largely on the practices carried out by farmers, with respect to both rangelands and animal (cattle) management (Martínez and Lumaret 2006; Martínez and Cruz 2009).

We seek to compare the accumulation of beetles and activity of these removal in different periods, observed that beetle abundance increased according to time of exposure to fecal mass, and consequently more tunnels were found within 72 hours, which suggests that beetles effectively contribute to soil aeration process. The dung beetles in pasture areas demonstrate ecological functions in nutrient cycling, which consists of organic matter breakdown and decomposition, and assistance in soil aeration via tunnel building (Bang et al. 2005; Nichols et al. 2008). Abundance and biomass are factors that contribute to the process of nutrient cycling in the soil. These organisms play an important ecological role in this livestock environment because they reduce and incorporate fecal masses in the soil for use as food promotes nutrient cycling and conservation, provided that a compatible pasture management system is employed. These functions have effects on primary and secondary production, there by influencing ecosystem services. Furthermore, by incorporating organic matter in the soil, dung beetles have the potential to improve the performance of grazing fields (Bornemissza and Williams 1970). Our results show that the most abundant species, *O. sulcator*, was the greatest contributor in terms of biomass. This species was also the most important in organic matter allocation and transformation in this environment since body size is directly proportional to the amount of resources consumed (Peters, 1983). Large dung beetles are more efficient at removing manure compared to small beetles; however, the removal percentage increases

when assemblages have greater heterogeneity in body size (Nervo et al. 2014).

Species in the paracoprid (tunneler) functional group often have large body size, making them more efficient and capable of greater fecal mass removal (Andresen 1999; Estrada and Coates-Estrada 1999; Slade 2007; Dangles et al. 2012). Furthermore, these species favor soil aeration process via digging tunnels for resource storage and use. This process is a fundamental aspect of soil physical quality since most biological activities that occur in this environment require a continuous supply of oxygen (Lavelle and Spain 2001). In this regard, soil aeration under appropriate conditions also promotes plant root system development. Thus, dung beetle paracoprid species are more efficient for such functions, where richness and abundance are its most relevant attributes (Kudavidanage et al. 2012). During all exposure times activities performed by beetles within sample units were observed, including both resource consumption and gallery construction, as well as fecal mass accumulation in the soil. However, an increase in the burial of feces was recorded, demonstrating the functional importance of this group, especially *O. sulcator*. Mariategui et al. (2001) also reported that *O. sulcator* is active in fecal mass removal, and found that 20 individuals are able to remove an average of 569g of bovine feces in four weeks under laboratory conditions, i.e., about 1g per individual per day. In our study, it was found that the species is capable of removing 3.35 g in the first day, 1.1g in the second day, and 0.36 g in the third day. The reduced amount of fecal mass removed over time may be due to intraspecific competition within the limited area of the sample unit since competition for resources is part of the population dynamics of the species involved (Hanski and Cambefort 1991).

The quantification and interpretation of the relationships between diversity and ecological functions generate data for the assessment of ecosystem management and use (Kremen 2005). The studies of dung removal in livestock environments demonstrate evidence of coprophagous dung beetle participation in the decomposition process of organic matter. The results from this study indicate strong dung mass removal activity by dung beetles in pastures in Southern Brazil, especially in the first 48 hours of exposure, possibly due to the dung's freshness and thus, greater attractiveness. However, within 72 hours, possibly due to diminished resource quality resulting from natural dehydration, the beetle fitness was affected. The more time the manure is exposed to the sun the lower its attractiveness exerted on dung beetles, possibly due to moisture loss of the resource (Escobar 1997; Braga et al.

2013). In tropical forest fragments in Mexico, it was observed that the manure elimination rate, both for cows and monkeys, it is higher between 24 and 48 hours of exposure (Amézquita and Favila 2010). In mountainous livestock systems, bovine feces are more used by beetles during the first 48 hours (Anduaga, 2004).

The results of this study demonstrate the amount of fecal mass removed by dung beetles. The activity of organisms such as dung beetles helps reduce by 82 % the time needed for degrading 80 % of the fecal mass weight (Cruz et al. 2012). Thus, they allow decomposers (e.g., bacteria and fungi) better access to the resource, as well as facilitate primary organic matter mineralization processes, which in turn release a greater amount of micronutrients to be slowly absorbed by plants (Hunt et al. 1987; Tiedje et al. 2001).

The composition of vegetation in this system principally consists of herbaceous forage plants, although tree cover (i.e., as implemented in silvopastoral systems) provides a shelter for many dung beetle species (Giraldo et al. 2011). Thus, that there is an increase in dung beetle diversity in agrosystems (primarily in functional terms) a favorable suggestion is to encourage farmers to adopt the livestock rotation system, inserting rows of tree species (preferably native) between the pickets. Furthermore, maintenance of forest cover areas in the vicinity is also advantageous, such as a legal reserve on the property, and the preservation of permanent protection areas. These activities may promote the conservation, maintenance and rehabilitation of ecological processes.

This work suggests that dung beetle communities and agroecosystems management can be an important strategy for soil conservation management. Studies in cattle grazing areas show that the area around the fecal mass is rejected by the cattle for a long period (Haynes and Willans 1993), and removal by beetles allow the growth of plants and improve the physiochemical structure of the soil (Miranda et al. 1998). In this way, fecal mass removal activities by dung beetles increase the grazing area for cattle, and also eliminate the feces present on the surface of the soil. In conclusion, our study enabled us to measure the removal rate of organic matter by dung beetles in a livestock environment in Southern Brazil. Our results also emphasize the dung beetle value in terms of ecosystem services carried out by their ecological functions, primarily as facilitators of the decomposition process.

Acknowledgements

We thank the farmers for the providing the study areas. We thank Joana Zampronio Bett and Fernando Ianni for valuable assistance in logistics and field support. PMF is grateful for the Support Fund for Higher Education of the State of Santa Catarina for their scholarship and MIMH is grateful to CNPq (Process 309030/2013-7) for a Productivity Research fellowship. We thank L. Arellano, R. Braga, P. da Silva, M. Favila, V. Korasaki e N. Peroni and two anonymous reviewers for their comments and suggestions, which improved this manuscript.

References

- Anduaga, S., and C. Huerta. 2007.** Importance of dung incorporation activity by three species of coprophagous beetle (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) macrofauna in pastureland on “La Michila” Biosphere Reserve in Durango, Mexico. *Environ. Entomol.* 36: 555–559.
- Amézquita, S., and M. E. Favila. 2010.** Removal rates of native and exotic dung by dung beetles (Scarabaeidae: Scarabaeinae) in a fragmented tropical rain forest. *Environ. Entomol.* 39: 328–36.
- Anderson, J. R., R. W. Merritt, and E. C. Loomis. 1984.** The insect-free cattle dropping and its relationship to increased dung fouling of rangeland pastures. *J. Econ. Entomol.* 77: 133–141.
- Andresen, E. 1999.** Seed dispersal by monkeys and the fate of dispersed seeds in Peruvian rainforest. *Biotropica* 31: 145–158.
- Andresen, E. 2003.** Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. *Ecography* 26: 87-97.
- Armsworth, P. R., K. M. A. Chan, G. C. Daily, P. R. Ehrlich, C. Kremen, T. H. Ricketts, and M. A. Sanjayan. 2007.** Ecosystem-service science and the way forward for conservation. *Conserv. Biol.* 21: 1383–1384.
- Bang, H. S., J. Lee, O. S. Kwon, Y. E. Na, Y.S. Jang, and W.H. Kim. 2005.** Effects of paracoprid dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) on the growth of pasture herbage and on the underlying soil. *Appl. Soil Ecol.* 29: 165–171.
- Barrios, E. 2007.** Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecol. Econ.* 64: 269–285.
- Bornemissza, G. F. and C. H. Williams. 1970.** An effect of dung beetle activity on plant yield. *Pedobiologia* 10: 1–7.

- Braga, R. F., V. Korasaki, E. Andresen, and J. Louzada. 2013.** Dung Beetle community and functions along a habitat-disturbance gradient in the Amazon: A rapid assessment of ecological functions associated to biodiversity. *Plos One* 8: 1–12.
- Campos, R. C. and Hernández, M. I. M.** Dung beetle assemblages (Coleoptera, Scarabaeinae) in Atlantic forest fragments in southern Brazil. *Rev. Bras. Entomo.* 57: 47–54.
- Coleman, D. C., D. A. Crossley, and P. F. Hendrix. 2004.** *Fundamentals of Soil Ecology*, second ed. Elsevier Academic Press, Amsterdam–Boston.
- Colwell, R. K., A. Chao, N. J. Gotelli, A. Y. Lin, C. X. Mao, R. L. Chazdon, and J. T. Longino. 2012.** Models and estimators linking individual based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *J. Plant Ecol.* 5: 3–21.
- Cruz, M. R., I. M. Martínez, J. López-Collado, M. Vargas-Mendoza, H. González-Hernández, and D. Platas-Rosado. 2012.** Degradación del estiércol vacuno por escarabajos estercoleros en un pastizal tropical de Veracruz, México. *Rev. Col. Ent.* 38: 148–155.
- Dangles, O., C. Carpio, and G. Woodward. 2012.** Size-dependent species removal impairs ecosystem functioning in a large-scale tropical field experiment. *Ecology* 93: 2615–2625.
- Díaz, S., J. Fargione, F. S. Chapin, and D. Tilman. 2006.** Biodiversity loss threatens human well-being. *Plos One* 4: 1300–1305.
- Dickinson, C. H., V. S. H. Underhay, and V. Ross. 1981.** Effect of season, soil fauna and water content on the decomposition of cattle dung pats. *New Phytologist* 88: 29–141.
- Doube, B. M. 1990.** A functional classification for analysis of the structure of dung beetle assemblages. *Ecol. Entomol.* 15: 371–383.
- Dupont, S. T., H. Ferris, and M. Van-Horn. 2009.** Effects of cover crop quality and quantity on nematode-based soil food webs and nutrient cycling. *App. Soil Ecol.* 41: 157–167.
- Escobar, F. 1997.** Estudio de la comunidad de coleópteros coprófagos (Scarabaeidae) en un remanente de bosque seco al Norte del Tolima, Colombia. *Caldasia* 19: 419–430.
- Escobar, F., G. Halfpeter, A. Solís, V. Halfpeter, and D. Navarrete, 2008.** Temporal shifts in dung beetle community structure within a protected area of tropical wet forest: a 35-year study

- and its implications for long-term conservation. *J. Appl. Ecol.* 45: 1584–1592.
- Fuhlendorf, S. F. and D. M. Engle. 2001.** Restoring heterogeneity on rangelands: ecosystem management based on evolutionary grazing patterns. *BioScience* 51: 625–632.
- Gray, C. L., E. M. Slade, D. J. Mann, and O. T. Lewis. 2014.** Do riparian reserves support dung beetle biodiversity and ecosystem services in oil palm-dominated tropical landscapes? *Ecol. Evol.* 4: 1049–1060.
- Giraldo, C., F. Escobar, J. D. Chará, and Z. Calle. 2011.** The adoption of silvopastoral systems promotes the recovery of ecological processes regulated by dung beetles in the Colombian Andes. *Insect Conserv. Divers.* 4: 115–122.
- Gollan, J. R., L. L. Bruynb, N. Reidb, and L. Wilkiea. 2013.** Monitoring the ecosystem service provided by dung beetles offers benefits over commonly used biodiversity metrics and a traditional trapping method. *J. Nat. Conserv.* 21: 183–188.
- Halffter, G., and W. D. Edmonds. 1982.** The nesting behaviour of dung beetles (Scarabaeidae). An Ecological and Evolutionary Approach. Man and Biosphere Program Unesco, Mexico City, 176 pp.
- Halffter, G. 1991.** Historical and ecological factors determining the geographical distribution of beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). *Fol. Entomol. Mex.* 82: 195–238.
- Halffter, G., and M. E. Favila. 1993.** The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera): an animal group for analyzing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rain forest and modified landscapes. *Biol. Int.* 27: 15–21.
- Halffter, G., and E. G. Matthews. 1966.** The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae). *Fol. Entomol. Mex.* 12, 1-312.
- Hanify, H. E. M. 2012.** Effect of dung beetles, *Scarabaeus sacer* (Scarabaeidae: Scarabaeinae) on certain biochemical contents of leaves and fruits of tomato and squash plants. *J. Appl. Sci. Res.* 8: 4927–4936.
- Hanski, I., and Y. Cambefort. 1991.** Competition in dung beetles, in: Hanski, I. (Ed.), *Dung beetles ecology*. Princeton, Princeton University Press, pp. 305–329.
- Haynes, R. J., and P. H. Williams. 1993.** Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Adv. Agron.* 49: 119–199

- Hernández, M. I. M., L. R. Monteiro, and M. E. Favila. 2011.** The role of body size and shape in understanding competitive interactions within a community of Neotropical dung beetles. *J. Insect Sci.* 11: 1–14.
- Horgan, F. G. 2001.** Burial of bovine dung by coprophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) from horse and cow grazing sites in El Salvador. *Eur. J. Soil Biol.* 37: 103–111.
- Horgan, F. G. 2005.** Aggregated distribution of resources creates competition refuges for rainforest dung beetles. *Ecography* 28: 603–618.
- Horgan, F. G. 2008.** Dung beetle assemblages in forests and pastures of El Salvador: a functional comparison. *Biodivers. Conserv.* 17: 2961–2978.
- Hunt, H. W., D. C. Coleman, E. R. Ingham, R. E. Ingham, E. T. Elliot, J. C. Moore, S. L. Rose, C. F. F. Rid, and C. R. Morley. 1987.** The detrital food web in a shortgrass prairie. *Biol. Fertil. Soils* 3: 57–68.
- Hunt, H. W., and D. H. Wall. 2002.** Modeling the effects of loss of soil biodiversity on ecosystem function. *Glob. Change Biol.* 8: 33–50.
- Klein, B. C. 1989.** Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. *Ecology* 70: 1715–1725.
- Kremen, C. 2005.** Managing for ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8: 468–479.
- Kottek, M., J. Grieser, C. Beck, B. Rudolf, and F. Rubel. 2006.** World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Z.*, 15, 259–263. DOI: 10.1127/0941-2948/2006/0130.
- Kudavidanage, E. P., L. Qie, and J. S. H. Lee. 2012.** Linking biodiversity and ecosystem functioning of dung beetles in south and southeast Asian tropical rainforests. *Raff. Bull. Zool.* 25: 141–154.
- Lavelle, P., and A. V. Spain. 2001.** *Soil Ecology*. Kluwer Scientific Publications, Amsterdam, 691 p.
- Lewis, O. T. 2009.** Biodiversity change and ecosystem function in tropical forests. *Basic Appl. Ecol.* 10: 97–102.
- Losey, J. E., and M. Vaughan. 2006.** The economic value of ecological services provided by insects. *Bioscience* 56: 311–323.
- Lumaret, J. P. 1995.** Desiccation rate of excrement: a selective pressure on dung beetles (Coleoptera, Scarabaeoidea). *In: Roy, J., J.*

- Aronson, and F. Di Castri, (Eds.). Time scales of biological responses to water constraints. SPB Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands, pp. 105–118.
- Lumaret, J., and I. M. Martínez. 2005.** El impacto de productos veterinarios sobre insectos coprófagos: consecuencias sobre la degradación del estiércol en pastizales. *Acta Zool. Mex.* 21: 137–148.
- Mariategui, P., C. Speicys, N. Urretabizkaya, and E. Fernández. 2001.** Efecto de *Ontherus sulcator* F. (Coleoptera: Scarabaeidae) en la incorporación de estiércol al suelo. *Zootecnia Trop.* 19: 131–138.
- Martínez, I. M., J. Lumaret, and M. R. Cruz. 2001.** Suspected side effects of a herbicide on dung beetle populations (Coleoptera: Scarabaeidae). *Life Sciences* 324: 989–994.
- Martínez, M. I., and M. R. Cruz. 2009.** Suspected side effects of a herbicide on dung beetle populations (Coleoptera: Scarabaeidae). *Acta. Zool. Mex.* 25: 673–681.
- Martínez, M. I., and J. P. Lumaret. 2006.** Las prácticas agropecuarias y sus consecuencias en la entomofauna y el entorno ambiental. *Fol. Entomol. Mex.* 45: 57–68.
- Miranda, C. H. B., J. C. C. Santos, and I. Bianchin. 1998.** Contribuição de *Onthophagus gazella* à melhoria da fertilidade do solo pelo enterrio de massa fecal bovina fresca. *Rev. Bras. Zootec.* 27: 681–685.
- Mittal, I. C. 1993.** Natural manuring and soil conditioning by dung beetles. *Trop. Ecol.* 34: 150–159.
- Nervo, B., C. Tocco, E. Caprio, C. Palestirini, and A. Rolando. 2014.** The effects of body mass on dung removal efficiency in dung beetles. *Plos One* 9: 1–9.
- Nichols, E., T. Larsen, S. Spector, A. L. Davis, F. Escobar, M. E. Favila, and K. Vulinec. 2007.** Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. *Biol. Conserv.* 137: 1–19.
- Nichols, E., S. Spector, J. Louzada, T. Larsen, S. Amezcua, and M. E. Favila. 2008.** Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biol. Conserv.* 141: 1461–1474.
- Peters, R. H. 1983.** *The Ecological Implications of Body Size.* Melbourne: Cambridge University Press. 329p.

- R Development Core Team R. 2014.** A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.r-project.org/>; 2014.
- Slade, E. M., J. M. Darren, J. F. Villanueva, and T. Lewis. 2007.** Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. *J. Anim. Ecol.* 76: 094–104.
- Spector, S., and A. B. Forsyth. 1998.** Indicator taxa for biodiversity assessment in the vanishing tropics. In: Mage, G. M., Balmford, A., Ginsberg, J. R. (Eds) *Conservation in a Changing World*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 181–209.
- Tiedje, J. M., J. C. Cho, A. Murray, D. Teves, B. Xia, and J. Zhou. 2001.** Soil teeming with life: new frontiers to soil science. In: R. M., Rees, B. C. Ball, C.D. Campbell, and C. A. Watson. (Eds.), *Sustainable Management of Soil Organic Matter*. CAB International, Wallingford, 393–412.
- Voisin, A. 1967.** *Dinâmica de los Pastos*. Madrid: Tecnos, p. 432.
- Vulinec, K. 2002.** Dung beetle communities and seed dispersal in primary forest and disturbed land in Amazonia. *Biotropica* 34: 297–309.
- Wilson, H. F., and M. A. Xenopoulos. 2011.** Nutrient recycling by fish in streams along a gradient of agricultural land use. *Glob.Chang. Biol.* 17: 130–139.
- Wu, X., and S. Sun. 2010.** The roles of beetles and flies in yak dung removal in an Alpine Meadow of Eastern Qinghai-Tibetan Plateau. *Ecoscience* 17: 146–155.

**CAPÍTULO IV: RESPONSE OF THE COPRO-
NECROPHAGOUS BEETLE (COLEOPTERA:
SCARABAEINAE) ASSEMBLAGE TO A RANGE OF SOIL
CHARACTERISTICS AND LIVESTOCK MANAGEMENT IN A
TROPICAL LANDSCAPE**

Patrícia Menegaz de Farias, Lucrecia Arellano, Malva Isabel Medina
Hernández & Silvia López-Ortiz

Artigo publicado no periódico: *Journal of Insect Conservation*

FARIAS, de P.M.; ARELLANO, L.; HERNÁNDEZ, M.I.M. & LÓPEZ,
S.O. Response of the copro-necrophagous beetle (Coleoptera:
Scarabaeinae) assemblage to a range of soil characteristics and livestock
management in a tropical landscape. **Journal of Insect Conservation**
(10):1-14 doi:10.1007/s10841-015-9812-3

“Cada dia a natureza produz o suficiente para
nossa carência. Se cada um tomasse o que lhe
fosse necessário, não havia pobreza no
mundo e ninguém morreria de fome.”

(Mahatma Gandhi)

Response of the copronecrophagous beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) assemblage to a range of soil characteristics and livestock management in a tropical landscape

Abstract

Understanding changes in copro-necrophagous beetle diversity related to characteristics of habitat and soil associated with livestock management systems can provide a tool for the conservation of edaphic fauna and improved use of natural resources. We evaluated changes in species diversity and assemblage structure in copro-necrophagous beetles under different livestock management systems in an anthropized tropical dry forest landscape in Mexico. We used a standard sampling protocol to capture copro-necrophagous beetles in three livestock management systems: silvopastoral systems with *Guazuma ulmifolia* Lam. (SPS) associated with grasses, treeless pastures (monocultures) and managed tree fallows of tropical dry forest with livestock. We characterized the habitat structure, management practices and physico-chemical parameters of the soil in each system. We recorded a total of 1423 specimens belonging to 15 species. The results show a greater beetle species richness in the SPS with *G. ulmifolia*, which declines with reduced site complexity and soil quality and increased management practice intensity. There was a positive relationship between beetle species abundance and the soil physico-chemical characteristics such as moisture and nutrient content, as well as with the density of plants. A negative effect of management practices (use of insecticides, anti-parasite treatments and burning) was observed on beetle abundance; when the analyzed variables were related to each individual species, only four species responded to differences in levels of nitrogen and magnesium, as well as to the management practice and density of plants. Systems where perennial woody plants (trees and/or shrubs) interact with traditional components (animals and herbaceous forage plants) under integrated management can provide favorable conditions for the maintenance of a relatively high diversity of beetle species as well as a refuge for species with different habitat requirements.

Key words: Scarabaeinae. Species diversity. Silvopastoral systems. *Guazuma ulmifolia*. Tropical dry forest. Pasture. Livestock management.

Introduction

Agricultural and livestock activities have generated high rates of deforestation in tropical forests, causing simplification and fragmentation of the landscape (Foley et al. 2005; Gibson et al. 2011). Extensive livestock management systems and fragmented areas promote species loss and can cause changes in ecological processes of importance to the function of ecosystems (Giller and O'Donovan, 2002; Kremen 2005; Giraldo et al. 2011). Transformation of areas for food production and the use of inputs such as fertilizers and pesticides can generate important changes in soil quality (Vitousek et al. 1997; Smill, 2000; Goldewijk and Ramankutty 2004), causing the loss of fertility through acidification, mobilization of toxic elements, immobilization of nutrients, mineralization and rapid reduction of organic material (Schjonning et al. 2004). These processes cause environmental damage and negative changes to some ecological functions (e.g. nutrient cycling, soil erosion) (Constanza et al. 1997) that can translate into a loss of ecosystem services (Krebs et al. 1999; Tilman et al. 2001). However, alternative management options such as silvopastoral systems (SPS) are more compatible with biodiversity conservation (McNeely and Schroth 2006; Bhagwat et al. 2008) and rational resource use (Huxley 1983). In silvopastoral systems, perennial woody plants (trees and/or shrubs) interact with the herbaceous forage plants and livestock under an integrated management system (Torres 1983) that allows diversification of production and integration of livestock, forest and crops (Abdo et al. 2008; Bhagwat et al. 2008; Giraldo et al. 2011). This can enhance the social, economic and environmental benefits for land users at all levels (Huxley 1983; Abdo et al. 2008). Silvopastoral systems generate mosaics of vegetation that provide refuge for certain species and increase connectivity between patches of vegetation, establishing biological corridors between the different habitats that comprise the landscape (Neita and Escobar 2012).

Copro-necrophagous beetles (Coleoptera, Scarabaeinae) are useful indicators in biodiversity analysis, particularly in the tropics (Favila and Halfpeter 1997; McGeoch et al. 2002; Nichols et al. 2007). Many studies have shown that these organisms are strongly affected by environmental disturbances, such as fragmentation of the tropical rainforest and land use intensification, modifying both the composition and diversity of the species in their assemblages (e.g. Hernández and Vaz-de-Mello 2009; Barlow et al. 2010; Korasaki et al. 2012).

It is known that secondary vegetation and remnants of tropical dry forest favor the presence of copro-necrophagous beetle species of the forest habitat, as well as generalist species that can survive in

anthropized landscapes (Halffter and Arellano 2002; Andresen 2008; Arellano et al. 2008b). Diversity of beetle species is relatively high in silvopastoral systems (Giraldo et al. 2011, Neita and Escobar 2012, Arellano et al. 2013; Damborsky et al. 2015) and beetles have been shown to increase the functions of ecosystems (dung elimination, soil turnover and seed dispersal (Giraldo et al. 2011) under these conditions. By incorporating organic material into the soil, beetles have the potential to improve the biomass yield of the pastures by changing the soil physico-chemical characteristics (Bornemissza and Williams 1970; Kalisz and Stone 1984). Recent studies highlight the fact that silvopastoral systems imply reduced production costs while mitigating soil erosion (e.g. through the cultivation of borojó (*Borojoa patinoi*), Neita and Escobar 2012).

We investigate changes in the species diversity and assemblage structure of copro-necrophagous beetles as a function of soil characteristics, vegetation structure and management type in an anthropized tropical dry forest landscape in central Veracruz, Mexico. The predictions of the study were: 1) the abundance, biomass and diversity of beetle species will diminish with reduced habitat structural complexity and soil quality and increased intensity of management practices, and 2) introduced species will be more dominant in systems with intensive management practices and low quality soils. Study of the diversity of organisms present under different livestock management systems in tropical dry forest sites contributes towards understanding the ecological processes that occur in these systems and provides a valuable tool for the conservation of edaphic fauna and improved use of natural resources.

Materials and Methods

Study zone

The study was conducted in the municipality of Paso de Ovejas in Veracruz, Mexico (19°12'55"N; 96°31'33"W). The elevation of this zone ranges from 10 to 400 masl and the climate is classified as Aw"0 (w) (i) g, the driest of the warm sub-humid climates, with summer rains (June to September) (Köppen modified by García, 1973). Annual mean temperature ranges from 24 to 26 °C and precipitation is below 1000 mm per year (Bautista-Tolentino et al. 2009). The predominant soils in the region are molisols, vertisols, entisols and inceptisols: these are generally shallow, rocky and low in organic matter (López 2008).

The dominant vegetation in the area was tropical dry forest; however, secondary vegetation of this forest now predominates, featuring species such as *G. ulmifolia*, *Acacia pennatula* (Schltdl. & Cham.) Benth., *Acacia cochliacantha* Humb. & Bonpl. Willd; *Senna atomaria* (L.) H.S. Irwin & Barneby, *Diphysa carthagenensis* Jacq., *Caesalpinia cacalaco* Bonpl.; *Tabebuia chrysantha* Jacq. G. Nicholson, *Leucaena lanceolata* S. Watson, and *Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp) (Leyva 2006). The main land uses are cultivation of sugar cane, cucurbit and maize, as well as dual-purpose (meat and dairy) cattle (Bautista-Tolentino et al. 2011).

The ranchers in the study area are small property owners, mostly *ejidatarios*, who practice extensive livestock production using management systems that have been established for less than 10 years. According to López (2000), the livestock management systems in the municipality of Paso de Ovejas comprise production units with low levels of technology (they do not use electric fences, irrigation, tractors, fodder cutters, etc.) and where feeding is based on grazing pastures. This is an essential practice in many parts of the tropics, which are represented to a large extent by native plant species of limited forage value and are, in general, managed inappropriately.

Some sites had been cultivated or grazed and subsequently abandoned. This fact has permitted the establishment of the species that were present in the soil seed bank. These sites (managed tree fallows (MTF)) present three to four strata of vegetation since the ranchers retain trees and shrubs deemed useful for productive activity (e.g. *G. ulmifolia*, *Vachellia pennatula*, *Leucaena sp.*, etc.). Uncultivated plant species that grow among the crops, sometimes considered to be weeds, are maintained along with forest trees, especially those of some utility to the ranchers. The remaining herbaceous plants and some shrubs are cut and the cleared space provides an area where the livestock can rest and feed. There is a subsequent fallow period (where the plot is completely unused) to allow regeneration of the site, while animal dung is incorporated into the soil as a fertilizer.

Guazuma ulmifolia is a tree native to the tropical regions of Latin America (CATIE 2006) that is considered multipurpose because of the wide variety of products and services it provides to agriculture, livestock production (CATIE 2006), and the medical and cosmetic industries (Manríquez-Mendoza et al. 2011). In the study area, it has been implemented in agro - and silvopastoral systems as a source of forage (foliage and fruits) associated with tropical grasses (Manríquez-Mendoza et al. 2011).

Characterization and selection of sites

We selected eight sites, located at between 174 and 279 masl: two fragments of secondary vegetation of tropical dry forest (managed tree fallows); two treeless pastures (TLP) and four silvopastoral systems featuring *G. ulmifolia* (Malvales: Sterculiaceae) associated with grasses (SSP). We characterized the sites and sampled a plot of 10,000 m² in each site. The key variables for site characterization were habitat structure, soil physico-chemical characteristics and livestock management intensity. The variables for description of the habitat structure in all sites were tree and shrub density and canopy cover. We measured the latter variable with a spherical densiometer (Forestry Suppliers Spherical Crown Densiometer, Concave Model C) at five randomly chosen points within three 100 m² quadrats located in each site. In the managed tree fallows (MTF), we also measured litter depth and tree diameter at breast height (DBH). We measured the density of trees and shrubs by census in quadrants of 10 x 10 m.

We classified the intensity of each livestock management system as low, medium or high, according to the presence and quantity of trees and shrubs and criteria of burning, pesticide use and antiparasitic treatment use. The general characteristics of each of the sampling sites are described in Table 1.

In the context of this study, we considered a soil of good quality (see SSSA 1997) to be one in which the physico-chemical parameters (NOM 021-SEMARNAT 2000) and visual appearance (allowing differentiation of the soil layer structural qualities) are maintained within the limits necessary to sustain biological productivity, maintain environmental quality and promote plant and animal health (Karlen et al. 1997) and biodiversity (Margesin and Schinner 2005; Pansu and Gautheyrou, 2006). In each of the eight plots with livestock management, we took six soil samples (250 g) at the same points where the traps baited with cattle dung were placed. These samples were subsequently mixed and the soil homogenized. We then took a subsample of 500 g for each plot, which was used for the soil quality analysis (Table 2). We analyzed the following soil parameters in the samples collected from each site (NOM-021-RECENAT-2000): pH, Ca (cmol/Kg), Mg (cmol/Kg), available P (mg/Kg) (Bray-Kurtz test), K (cmol/kg) and texture (Bouyocous method). Total nitrogen and organic carbon contents were analyzed with a CN analyzer (TruSpec, LECO) and moisture content was obtained using Gardner (1986), as well as the real and apparent density per cylinder (Blake and Hartge 1986).

Dung beetle sampling

During August-September 2014 (rainy season), we sampled the eight selected sites. In order to capture coprophagous dung beetles, we set six pitfall traps in each site baited with 1.5 kg of cow dung (from animals not previously treated with chemical wormers), in two lines (50 m apart) with three traps each. Each trap was at a distance of 25 m from the other. We protected the pitfall traps from the rain with a fiberglass mesh structure. Also, to catch necrophagous beetles, we installed ten pitfall traps, each one baited with 60 g of fish. We quantified and identified all specimens found in study sites. A reference collection was deposited in the Red de Ecoetología of the Instituto de Ecología, A.C.

Statistical analysis

Inventory integrity

We evaluated the integrity of the dung beetles species inventory in each sampling site using two methods: (1) the non-parametric richness estimator Chao1 (Chao, 1984); and (2) calculation of sample coverage, which is a measure of the inventory integrity that gives the proportion of the total number of beetles in a community that belong to each species represented in the sample. Sample coverage is based on the total number of beetles recorded and on the number of less abundant beetles, especially singletons ($f1$) and doubletons ($f2$) (Chao and Jost, 2012), in order to construct and compare richness using species rarefaction curves based on the samples (Gotelli and Colwell, 2001).

Analysis of abundance and biomass

We obtained dry weight per species by drying 10 individuals of each species at 45 °C for 48 hours in an oven (Ríos Rocha and EC-33). For species with an abundance of less than 10 individuals, we weighed all of the captured individuals. We calculated the total biomass of beetles captured in each trap per site by multiplying the abundance of each species in a trap by the mean dry weight for that species and summing the resulting values. We compared the total abundance and biomass values of captured beetles among sites and, since the data did not present normal distribution, we performed Kruskal-Wallis and Dunn contrast tests with the program BioEstat® (Ayres et al. 2007). We transformed biomass data using $\sqrt{x+1}$ in order to reduce heteroscedasticity.

Table 1. General characteristics of each of the sampling sites in the municipality of Paso de Ovejas, Veracruz, Mexico. SPS= Silvopastoral Systems (Silvopastoral systems of *Guazuma ulmifolia*: G₇₅₀ = 750 plants/ha, G₉₀₀ = 900 plants/ha, G₁₅₀₀ = 1500 plants/ha and G₄₀₀₀ = 4000 plants/ha). Livestock management practices = Chemical herbicides (CH), chemical fertilizers (CF), burning practiced (B), antiparasitic treatment use (once per year) (P).

	Managed Tree Fallows		Treeless Pastures		SPS of <i>Guazuma ulmifolia</i>			
	I	II	I	II	G ₇₀₀	G ₉₀₀	G ₁₅₀₀	G ₄₀₀₀
Total area of the sites (ha)	1	1	4.5	2.5	4	1.5	30	1
Number of cows per area	9	1	1	7	5	2	30	1
Trees per m ²	1.30	1.80	0	0	0.07	0.09	0.15	0.40
Litter depth (cm)	3.5	4.1	–	–	–	–	–	–
DBH (cm)	28.1 ± 15.75	30.2 ± 17.15	–	–	–	–	–	–
Canopy cover %	51.2 ± 14.17	62.4 ± 20.90	–	–	–	–	–	–
Livestock management practices	P	P	B, CH, P	B, CH, P	B, CH, P	CF, CH, P	B, CH, P	CF, CH
Intensity of management type	Low	Low	High	High	Medium	Medium	Medium	Medium

Table 2. Parameters analyzed in the soils of the sampling sites in the municipality of Paso de Ovejas, Veracruz, Mexico. SPS= Silvopastoral Systems (abbreviation is found in Table 1).

Parameter	Managed Tree Fallows		TreelessPasture		SPS of <i>Guazuma ulmifolia</i>			
	I	II	I	II	G ₇₀₀	G ₉₀₀	G ₁₅₀₀	G ₄₀₀₀
pH	6.10	5.70	6.20	5.60	6.10	6.30	6.00	6.00
Clay (%)	49.44	45.44	67.44	49.44	77.44	67.44	51.44	49.44
Sand (%)	30.20	38.2	18.2	28.2	8.2	12.2	26.2	32.2
Silt (%)	20.36	16.36	14.36	22.36	22.36	20.36	22.36	18.36
Texture	Clay	Clay	Clay	Clay	Clay	Clay	Clay	Clay
Moisture content (%)	20.58	28.68	43.02	25.74	57.44	39.07	47.61	30.89
P (mg/Kg)	5.80	24.80	3.40	9.30	6.60	3.10	4.50	5.70
K (cmol/ Kg)	0.75	1.44	0.32	0.73	1.03	0.56	0.54	0.48
Ca (cmol/ Kg)	17.50	11.71	20.1	10.71	11.82	18.64	21.1	10.8
N (%)	0.35	0.20	0.20	0.16	0.28	0.20	0.38	0.12
Mg (cmol/ Kg)	9.25	6.08	12.58	5.32	13.29	13.67	8.87	6.65
Organic matter (%)	7.95	2.86	3.66	2.63	5.69	4.53	9.10	2.19
Organic carbon(%)	4.61	1.66	2.12	1.52	1.19	2.63	5.28	1.27
C:N ratio	13.00	8.00	11.00	10.00	12.00	13.00	14.00	10.00

Dominance-diversity

We used dominance-diversity graphs (in log₁₀) to explore the relationships between the abundance and biomass of species in the studied sites.

True diversity

We used the method proposed by Jost (2006) to compare beetle species diversity in each sampling site and habitat. This recognizes “true diversity” through the equivalent number of species. Specifically, it measures the diversity that would exist in a community made up of *i* equally common species.

Assemblage structure

We used contingency (X^2) tables to analyze changes in the proportions of species belonging to each group of the beetle’s assemblage for each livestock management system. In order to study the feeding habits and size of the species, we used the classification of Halffter and Arellano (2002) and Arellano et al. (2005). We used the program CLAM (Chazdon *et al.*, 2011) to classify species according to habitat preferences. A “supermajority” specialization limit ($k = 0.67$) with $P =$

0.005 was employed. This is suitable for the classification of species for which the sample size is small. Classification of the daily activity of the species (nocturnal, diurnal, and crepuscular) was based on information available in the literature (Hanski and Cambefort 1991; Montes de Oca and Halffter 1995; Morón 2003).

Response of the beetle assemblage to environmental characteristics

We evaluated the hypothesis of dependence between the abundance of dung beetles and the key variables used in this study with an analysis of covariance model (ANCOVA), with the number of individuals caught in each livestock system as the response variable and soil parameters, habitat structure and management intensity as covariates. A significance level (α) of 5% was established. We used stepwise analysis of regression to evaluate the relationship between the abundance of species captured in the sampling sites and the key variables of habitat structure, soil parameters and management. This was conducted with the program BioEstat® (Ayres et al. 2007).

Results

We recorded a total of 1423 beetle specimens, belonging to 10 genera and 15 species (Table 3). The number of species decreased by 50% from systems with a more complex habitat structure to those of simpler structure.

Inventory integrity

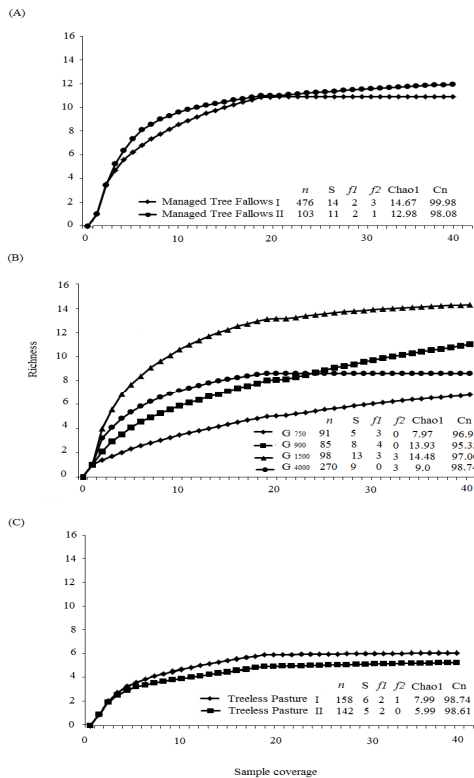
Our analysis of the integrity of the inventory among the livestock management systems showed that the number of individuals presented wide variation, with no clear distinction between habitat types (see Table 3); however, coverage in all of the sites was close to 100%. In the MTF I, almost 100 % coverage was obtained along with an abundance four times higher than that of MTF II (Fig. 1a). In the SPS, the plot with most individuals was G₄₀₀₀ (n values Fig. 1b) and there was a sampling efficiency of 100% from the values estimated in the SPS with *G. ulmifolia*. However, the SPS that presented most species presented a richness that was similar to that of the MTF (13 species). In the TLP, richness was clearly lower (Fig. 1c).

Table 3. Copro-necrophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in livestock management systems in the municipality of Paso de Ovejas, Veracruz (Mexico), describing the ecological characteristics of the species. MDW: Mean dry weight (mg). Functional Groups: Size (S: small, M: medium, L: large). FP: Feeding preferences (C: coprophagous, G: generalist, N: necrophagous). DA: Daily activity (N: nocturnal; D: diurnal; C: crepuscular). FD: Food relocation (T= tunnelers; R: rollers). HP: Habitat preferences (G: Generalist; S: Specialist; R: Less abundant). N: number of individuals. Managed Tree Fallows (MTF). Treeless Mature (TP). Silvopastoral systems (SPS) of *Guazuma ulmifolia*: G₇₅₀, G₉₀₀, G₁₅₀₀ y G₄₀₀₀.

Species	PS	SIZE	PA	AD	GF	HP	MTF		TP		SPS of <i>G. ulmifolia</i>			
							I N	H N	I N	H N	G ₇₀₀ N	G ₉₀₀ N	G ₁₅₀₀ N	G ₄₀₀₀ N
1 <i>Canthidium pseudopucticolle</i> Solis and Kohlmann, 2004	2.9	P	N	D	E	G	57	6	0	0	0	0	32	7
2 <i>Canthon cyanellus</i> Le Conte, 1859	43.3	P	N	D	E	E	302	55	0	0	0	8	21	93
3 <i>Canthon indigaceus chiapas</i> Robinson, 1948	85.7	P	G	D	E	R	3	1	0	1	1	0	0	0
5 <i>Deltochilum scabriusculum</i> Bates, 1887	519	G	G	N	E	R	1	8	1	0	0	1	2	0
6 <i>Copris incertus</i> Say, 1835	116	M	C	N	T	R	7	2	1	0	1	0	0	2
7 <i>Copris lugubris</i> Boheman, 1858	177	M	C	N	T	G	63	8	8	7	1	1	2	15
8 <i>Dichotomius amplicolis</i> Harold, 1869	287	G	C	N	T	R	4	8	0	0	0	0	1	0
9 <i>Dichotomius colonicus</i> Say, 1835	666	G	C	N	T	R	2	0	0	0	0	1	3	2
10 <i>Digitonthophagus gazella</i> (Fabricius, 1787)	49.0	M	C	C	T	E	12	4	135	120	84	65	8	140
11 <i>Euoniticellus intermedius</i> Reiche, 1849	51.9	P	C	D	T	E	5	1	11	13	4	5	16	6
12 <i>Onthophagus hoepfneri</i> Harold, 1869	4.5	P	C	N	T	R	2	0	0	0	0	3	1	0
13 <i>Onthophagus landolti</i> Harold, 1880	5.3	P	C	N	T	G	15	5	0	0	0	0	6	2
14 <i>Coprophanæus corythus</i> (Harold, 1863)	480	G	N	N	T	R	0	0	0	0	0	0	3	3
15 <i>Phanaeus scutifer</i> Bates, 1887	295	G	C	D	T	R	1	0	2	1	0	0	1	0
Total							476	103	158	142	91	85	98	270

Most of the species were shared between the SPS and the MTF, apart from *Coprophanaeus corythus* (Harold, 1863), which was only present in two of the SPS sites. The TLP did not present exclusive species; they shared all of their species with other systems.

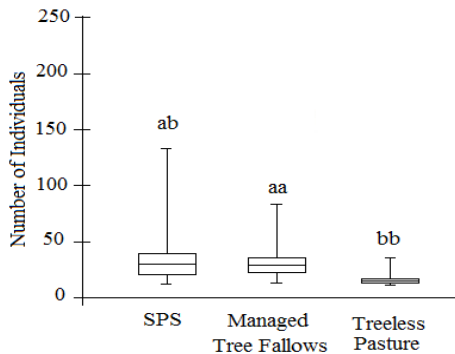
Figure 1: Rarefaction curves based on beetle species richness in livestock management systems in the municipality of Paso de Ovejas, Veracruz (Mexico). (a) Managed tree fallows, (b) Silvopastoral systems of *G. ulmifolia* and (c) Treeless pastures. *n*, number of beetles; *S*, species richness; *f*1, number of singletons; *f*2, number of doubletons; Chao1, richness estimator; Cn, sample coverage.



Analysis of abundance and biomass

Beetle abundance differed significantly among livestock management systems (Kruskal-Wallis, $H = 9.12$, $df = 2$; $P = 0.01$); the SPS had higher abundances compared to the TLP (Dunn, 11.66, $P < 0.005$) (Fig. 2). In terms of total abundance, the SPS and the MTF presented similar values, while the TLP presented fewer individuals (Table 3). MTF I presented a higher number of individuals than MTF II. In terms of the SPS, the highest abundance was observed in G_{4000} , which presented almost three-fold higher values than the other SPS plots. The total biomass observed in the sampled systems reduced almost three-fold in magnitude from the MTF (2.7 ± 0.99 g and 0.9 ± 0.35 g, each site) to the TLP (0.7 ± 0.41 g and 0.6 ± 0.37 g, each site) (Table 3). We did not observe significant differences in biomass among sites of each type of livestock management system (Kruskal-Wallis, $H = 7.15$, $df = 2$; $P = 0.08$), but biomass was significantly higher in MTF I (31.0 g) than in SPS G_{700} (4.70 g) (Kruskal-Wallis, $H = 18.07$, $df = 7$; $P = 0.01$; Dunn, 40.23, $P < 0.005$). In MTF I, total biomass was more than two times higher than in MTF II. In the two TLP sites, abundance and total biomass were similar, only differing by 16 individuals and 1.65 g of biomass (Table 3)

Figure 2: Variation in the abundance of copro-necrophagous beetle species (median \pm SD) in treeless pastures, silvopastoral systems and managed tree fallows of the tropical dry forest in the municipality of Paso de Ovejas, Veracruz (Mexico).



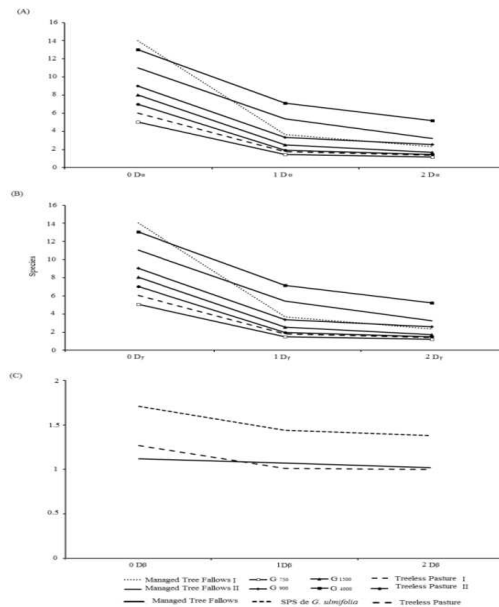
True diversity

Analyzing the studied landscape as a whole, values of alpha diversity of order 0 (Table 5) represented 80% of the gamma diversity of order 0. The mean richness in each site was 12 species and total richness was 15 species. The beta diversity of orders 0, 1 and 2 were 1.29, 1.47 and 1.59, respectively. This indicates that, in these sites, there were more differences between the abundant species, in this case *Canthon cyanellus* Le Conte, 1859 and *Digitonthophagus gazella* (Fabricius, 1787).

When individual profiles per sampling site were evaluated (Fig. 2a), we found lower beetle diversity in the treeless pastures. The alpha diversity of order 1 was similar among MTF sites, while species richness (alpha diversity of order 0) was greater in MTF I. Among the silvopastoral systems, G_{750} presented the least pronounced alpha slope. In the SPS, where there was a greater density of plants per area, a more pronounced slope and thus lower equitability was observed (Fig. 3a). Given the relative abundance ($q = 2$, Fig. 3a), the SPS with lower densities of plants (G_{750} , G_{900} and G_{1500}) presented a similar trend to that observed in the treeless pastures, although the MTF had a more pronounced slope. A total of 93.3% of species were shared between the MTF and the SPS and 46.6% of species were shared between these systems and the TLP. True beta diversity of order 0 was highest in SPS (${}_0D\beta = 1.71$), given the higher heterogeneity of these sites. The beta diversity of order 1 was 1.45, while that of order 2 was 1.38.

In terms of diversity of order 1, the SPS G_{4000} presented the highest value (${}_1D\gamma = 7.09$), followed by MTF II (${}_1D\gamma = 5.37$), while the lowest value was observed in G_{750} (${}_1D\gamma = 1.43$) (Fig. 3b). In the MTF, the highest number of equivalent species was obtained in MTF II with ${}_2D\gamma = 3.19$. In the silvopastoral systems, this was found in G_{4000} (${}_2D\gamma = 5.18$), which was similar to that of the treeless pastures (TLP I, ${}_2D\gamma = 1.33$; TLP II, ${}_2D\gamma = 1.41$). According to the profile of true beta diversity, values were similar among the studied sites (Table 5). Comparing the true beta diversity profile among livestock management systems (Fig. 3c), it can be seen that the system that shares most species among sites is that of the mature tree fallows (${}_0D\beta = 1.12$), in the case of medium abundance and dominant species. The treeless pastures shared the lowest number of species among the sites but shared the same abundant species (*D. gazella*) (${}_1D\beta = 1.0$, ${}_2D\beta = 1.0$).

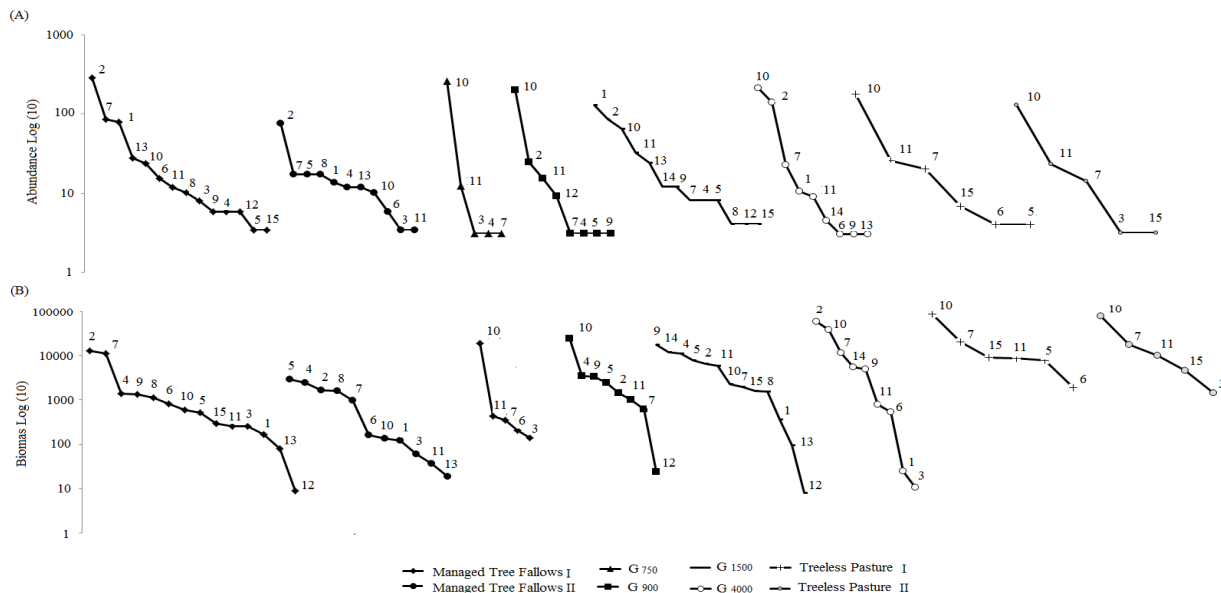
Figure 3: Profiles of Alpha (${}^qD\alpha$) and gamma (${}^qD\gamma$) true diversity for different orders ($q = 0, 1, 2$) in livestock management systems in the municipality of Paso de Ovejas, Veracruz (Mexico): (a) alpha diversity for the sampling sites; (b) gamma diversity for the sampling sites; (c) beta diversity for the livestock management systems.



Dominance-diversity

Digitonthophagus gazella (Fabricius, 1787) and *Canthon cyanellus* Le Conte, 1859 were the most abundant species. The former was distributed in all of the livestock management systems, while the latter was absent from the treeless pastures (Fig. 4a). Two species dominated the managed tree fallows: *C. cyanellus* and *Copris lugubris* Boheman, 1858. Together, these represented 73.9 % of the total abundance. In MTF I, *Canthidium pseudopuncticolle* Solis & Kohlmann, 2004 also dominated, and was the third most dominant species in this site (12 %). In the SPS and TLP, the dominant species was *D. gazella*, representing 54.7% and 84.7%, respectively, except in SPS G_{1500} where *C. pseudopuncticolle* (32.6%) and *C. cyanellus* (21.4%) dominated (Fig. 4a).

Figure 4: Dominance-diversity relationships between the copro-necrophagous beetle species in treeless pastures, silvopastoral systems and managed tree fallows of tropical dry forest in the municipality of Paso de Ovejas, Veracruz (Mexico): (a) dominance-abundance in the sampling sites; (b) dominance-biomass in the sampling sites. The numbers that represent the species are those presented in Table 3.



In terms of biomass, *C. cyanellus* and *D. scabriusculum* dominated in the managed tree fallows (Fig. 4b). However, based on biomass, *D. gazella* only dominated in G₇₅₀ and G₉₀₀. *Dichotomius colonicus* Say, 1835(22.0%) and *C. corythus* (16.0%) dominated in the SPS of G₁₅₀₀, while *C. cyanellus* (55.3%) and *D. gazella* (40.6%) dominated in G₄₀₀₀ (Fig. 4b). In the treeless pastures, *D. gazella* dominated in terms of both abundance and biomass.

Assemblage structure

In terms of food relocation, we found 10 species of tunnelers and five rollers. No dweller species were recorded. Abundance of tunnelers and rollers was dependent on the type of livestock management system ($X^2=506.36$; $df = 2$; $P < 0.0001$), with the MTF ($n = 438$) and SPS ($n = 476$) presenting a greater abundance of rollers, but a greater abundance of tunnelers ($n = 298$) found in the treeless pastures.

Species abundance, according to daily activity, was dependent on the type of system ($X^2=305.37$; $df = 2$; $P < 0.0001$). There were more species of nocturnal beetles in the studied systems, but a greater abundance of diurnal species and only one species that presented crepuscular activity (*D. gazella*). In the managed tree fallows, there were more diurnal species than in the SPS of *G.ulmifolia* and the treeless pastures.

In terms of food preferences, we found a significant relationship between species abundance and type of livestock management system ($X^2=514.33$; $df = 2$; $P < 0.0001$). There was a greater abundance of coprophagous species in all of the studied systems, apart from the MTF, which presented more necrophagous species. In the MTF, there was only one specialist necrophagous species: *C. cyanellus* (6.8 %), while two specialist coprophagous species were presented in the SPS: *D. gazella* and *Euoniitellus intermedius* Reiche, 1849(13.3%). Three species (20.0 %) were classified as food generalists (*C. pseudopucticolle*, *Copris lugubris* Boheman, 1858 and *Onthophagus landoti* Harold, 1880) and 60 % of the sample comprised species that were less abundant in these livestock management systems (Table 3). In the MTF, four species were considered habitat specialists: *C. pseudopucticolle*, *C. cyanellus*, *D. amplicollis* and *O. landoti*, while in the TLP there were only two: *D. gazella* and *E. intermedius*.

Table 4: Biomass total (mg) the copro-necrophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in livestock management systems in the municipality of Paso de Ovejas, Veracruz (Mexico)

Species	MTF		TP		SPS of <i>Guazuma ulmifolia</i>			
	I	II	I	II	G ₇₀₀	G ₉₀₀	G ₁₅₀₀	G ₄₀₀₀
1 <i>Canthidium pseudopucticolle</i> Solis and Kohlmann, 2004	165.3	17.4	0.0	0.0	0.0	0.0	92.8	20.3
2 <i>Canthon cyanellus</i> Le Conte, 1859	13096.6	2381.5	0.0	0.0	0.0	346.4	909.3	4026.9
3 <i>Canthon indigaceus chiapas</i> Robinson, 1948	257.1	85.7	0.0	85.7	85.7	0.0	0.0	0.0
5 <i>Deltochilum scabriusculum</i> Bates, 1887	518.8	4150.4	518.8	0.0	0.0	518.8	1037.6	0.0
6 <i>Copris incertus</i> Say, 1835	115.6	231.2	115.6	0.0	115.6	0.0	0.0	231.2
7 <i>Copris lugubris</i> Boheman, 1858	11119.5	141.2	1412.0	1235.5	176.5	176.5	353	2647.5
8 <i>Dichotomius amplicolis</i> Harold, 1869	1148.0	2296.0	0.0	0.0	0.0	0.0	287	0.0
9 <i>Dichotomius colonicus</i> Say, 1835	1332.0	0.0	0.0	0.0	0.0	666.0	1998	1332
10 <i>Euoniticellus intermedius</i> Reiche, 1849	259.5	51.9	570.9	674.7	207.6	259.5	830.4	311.4
11 <i>Digitonthophagus gazella</i> (Fabricius, 1787)	588.0	196.0	6615.0	5880	4116	3185.0	392	6860
12 <i>Onthophagus hoepfneri</i> Harold, 1869	10.6	0.0	0.0	0.0	0.0	13.5	5.3	0.0
13 <i>Onthophagus landolti</i> Harold, 1880	735.0	22.5	0.0	0.0	0.0	0.0	27	9
14 <i>Coprophanaeus corythus</i> (Harold, 1863)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1440.6	1440.6
15 <i>Phanaeus scutifer</i> Bates, 1887	294.7	0.0	589.4	294.7	0.0	0.0	294.7	0.0
Total	31003.9	14302.6	9821.7	8170.6	4701.4	5857.3	9050.9	16878.9

Table 5: Values of alpha (${}^qD\alpha$), gamma (${}^qD\gamma$) and beta (${}^qD\beta$) true diversity for different orders ($q = 0, 1, 2$), considering gamma diversity as the landscape, alpha diversity as the livestock management systems and beta diversity as the number of effective communities in the municipality of Paso de Ovejas in Veracruz, Mexico. Landscape, habitat type and (within habitat type) the number of sites sampled, were considered.

Environment / Sampling Unit (SU)	Diversity	q=0	q=1	q=2
Landscape / SU = 3	${}^qD\alpha$	11.67	3.16	2.00
	${}^qD\gamma$	15	4.65	3.17
	${}^qD\beta$	1.25	1.47	1.59
Managed Tree Fallows / SU = 2	qD α	12.5	3.42	2.66
	qD γ	14	4.72	2.72
	qD β	1.12	1.07	1.02
SPS of <i>G. ulmifolia</i> / SU= 4	qD α	8.75	3.17	1.96
	qD γ	15	4.40	2.17
	qD β	1.71	1.44	1.38
Treeless Pasture / SU= 2	qD α	5.5	1.79	1.37
	qD γ	7	1.81	1.37
	qD β	1.27	1.01	1.00

Response of the beetle assemblage to environmental characteristics

A preliminary model analysis of covariance (ANCOVA) revealed a significant interaction between the abundance of dung beetles and covariates: soil parameters ($F = 4.58$, $GL = 13$, $P = 0.001$) and management intensity ($F = 4.19$, $GL = 6$, $P = 0.03$); and a non-significant interaction with habitat structure ($F = 0.096$, $GL = 5$, $P = 0.96$).

A significant relationship was also observed between the abundance of beetle species and the soil moisture, available phosphorous and potassium content ($R^2 = 0.94$, $F = 9.78$, $P = 0.03$); however, according to the analysis, the level of phosphorous was the most important predictor of total abundance (88 % of the determination). The other variables (pH, clay, sand and silt, levels of micronutrients (Mg, Ca), total nitrogen, organic matter and C:N ratio) did not show a

significant relationship with beetle abundance ($R^2 = 0.35$, $F = 0.18$, $P = 0.90$), with organic matter responsible for only 4.39 %.

Similarly, habitat structure and shrub density did not significantly affect the abundance of the assemblage ($R^2 = 0.03$, $F = 0.0005$, $P = 0.94$). There were significant differences with respect to the negative effect of the use of insecticides on beetle abundance, application of chemical wormers and burning ($R^2 = 0.98$, $F = 37.40$, $P = 0.004$). There was a lower abundance of beetles in the site in which these practices were carried out.

When each key variable was analyzed per species, few beetle species (only *Deltochilum scabriusculum* Bates, 1887 and *Dichotomius amplicollis* Harold, 1869) presented a significant relationship with the soil chemical characteristics in the studied livestock management systems. *Deltochilum scabriusculum* responded negatively to the low levels of nitrogen and magnesium in the soil of the studied sites where this species were most abundant (MTF II and SPS G₁₅₀₀) ($R^2 = 0.98$, $F = 14.72$, $P = 0.006$). *Dichotomius amplicollis* only presented a negative relationship with levels of total nitrogen ($R^2 = 0.85$, $F = 26.47$, $P = 0.04$). No physical variable of the studied soils presented a significant relationship with any particular species.

Dichotomius amplicollis ($R^2 = 0.96$, $F = 159.84$, $P = 0.0001$) and *D. lobipes* ($R^2 = 0.93$, $F = 80.57$, $P = 0.0003$) presented a positive relationship with plant density in the studied systems (93 to 96 %), while presenting no relationship with habitat complexity. However, these species did respond positively in the sites where management intensity was low (*D. amplicollis*, $R^2 = 0.60$, $F = 9.04$, $P = 0.02$; *D. lobipes*, $R^2 = 0.56$, $F = 7.94$, $P = 0.03$). *Digitonthophagus gazella* presented a significant relationship with medium intensive management systems ($R^2 = 0.61$, $F = 9.39$, $P = 0.02$). The only species that responded positively to the management practices (use of agrochemicals and burning) were *D. amplicollis* ($R^2 = 0.94$, $F = 14.60$, $P = 0.009$) and *D. lobipes* ($R^2 = 0.96$, $F = 35.28$, $P = 0.002$); sites in which these management practices did not occur presented a greater abundance of these beetle species.

Discussion

Changes in land use for livestock management and the reduction in areas of forests because of human activity can generate negative changes in the richness and composition of dung beetle species and in the structure of their assemblage (Tscharntke et al. 2005; Barlow et al. 2010; Gardner et al. 2008; Lopes et al. 2011). These changes are reflected in our results since we found the abundance and diversity of beetle species diminished

in line with reduced complexity of habitat structure and soil quality and with increasing intensity of management practices.

As in many other studies of dung beetles (Halffter et al. 2007; Navarrete and Halffter 2008; Korasaki et al. 2013; Favila 2014), we found low abundance and richness of species in the treeless pastures while in the SPS of *G.ulmifolia*, there was a richness and abundance similar to that of the managed tree fallows, which feature greater structural complexity.

Silvopastoral (Giraldo et al. 2011) and agroforestry systems (Neita and Escobar 2012) can buffer the adverse effects of rapid expansion of open areas and the consequent reduction of tropical dry forest area generated by technically conventional systems (Arellano et al. 2013). These types of productive management maintain biodiversity in the environment and may even increase it considering that the trees and shrubs create a microhabitat for diverse organisms (Beer et al. 2004).

It was observed that SPS represent a habitat type that, according to the density of *G. ulmifolia* plants, presents similarities in terms of the diversity of beetle species with the MTF (higher quantities of plants per hectare) and with the pastures (few shrubs per hectare).

In terms of the managed tree fallows, richness and abundance of the beetles was high, possibly because the resources available in these sites are kept viable for longer periods due to the humidity maintained by the density of plants and also the type of management practiced (low intensity). Areas with a greater density of plants (e.g. fragments of Neotropical forests (Costa et al. 2013) present favorable conditions for an increased abundance of beetles, since vegetation cover is an important variable in their distribution (Halffter and Arellano 2002). In terms of the habitat structure evaluated, it was observed that *D. amplicolis*, a species with preference for dry and humid tropical forest habitat (Morón 2003), shows a strong relationship with low management intensity and plant density in the studied systems. The same relationship was recorded for *D. lobipes*.

In this study, few changes were found in species composition among the eight sampling sites, a finding that was reflected in the low number of equivalent communities. There was greater variability among sampling sites than within the types of livestock management systems, due to the effects of the density of shrubs and the management practices adopted. The proportion of species shared as a function of their patterns of abundance and richness differed in each system; however, high

similarity was observed between the SPS and managed tree fallows of tropical dry forest.

Canthon cyanellus was the most abundant species in the MTF, where there are more trees present. According to the studies of Halffter and Arellano (2002) and Arellano et al. (2008a), this species is more abundant in fragments of tropical dry forests than in pastures, which is corroborated by our results. This species appears to be a specialist of the secondary vegetation of tropical dry forest or of the edge zones of tropical evergreen forests (Halffter et al. 1992; Favila and Halffter 1997).

The high abundance recorded for *C. cyanellus* can also be attributed to the fact that its highest emergence in the field is presented during the rainy season (May to September) (Halffter et al. 1983). In other tropical dry forests, it presents two peaks of abundance per rainy season (Arellano et al. 2008a), since individuals are in reproductive diapause during the dry season (Martínez and Montes de Oca 1994).

On the other hand, the structure of populations and assemblages of dung beetles is strongly influenced by high reproductive competition (Simmons and Ridsdill-Smith 2011) on rare and ephemeral food resources (Halffter and Matthews, 1966; Hanski and Cambefort 1991). The abundant occurrences of *C. cyanellus* during the rainy season may be related to factors affecting reproductive success: age of first reproduction of females of mating frequency, quality and consistency of supply of a particular resource (Favila 2001).

Digitonthophagus gazella and *E. intermedius* were preferentially found in the treeless pastures. This supports the prediction of this study that there would be a greater dominance of introduced species in systems with intensive management practices and low quality soils. *Digitonthophagus gazella* and *E. intermedius* are introduced Indo-African species associated with a certain degree of environmental disturbance (Lobo 1996; Montes de Oca and Halffter 1998). They are typical of open areas and present opportunist strategies of occupation with a higher rate of reproduction and dispersion (Rougon and Rougon 1980; Cambefort 1984). Principally, *D. gazella* was introduced in many countries to help with the management of populations of dung diptera that are harmful to livestock (Fincher et al. 1983; Bianchin et al., 1992; Kohlmann 1994; Maes et al. 1997; Noriega et al. 2006; Vidaurre et al. 2008). These species can impact upon the native populations of beetles through competition for resource (dung) and habitat, a process that could be happening in the present study zone. However, experiments exploring

the reproductive success of these species are required in order to confirm this.

In our livestock studied system, we recorded the food resource supply per hectare and observed that the highest quantity was found in the SPS with *G.ulmifolia* (203 dung pats/ha), management system that presents more cows (30 animals/ha), lower frequency of slashing and a variety of grass that grows to a height of more than 1.5 m (*Andropogon gayanus*). In this SPS, there was high species richness (13 species) as well as a high biomass of dung beetles. Two edge species and one exotic species (*C. pseudopucticolle*, *C. cyanellus* and *E. intermedius*) dominated in this system (in terms of abundance); however, in terms of biomass, the dominant species were *D. colonicus* (associated with disturbed environments) and *C. corythus* (an edge species). According to Tshikae et al. (2013), when differences in the availability of dung affect population size or eliminate the specialist beetles, an important alteration occurs in the composition and richness of the assemblage.

A greater abundance of tunneler beetle species of nocturnal and coprophagous habits was recorded. Studies conducted in tropical forestshave demonstrated this same pattern (Escobar 2004; Arellano et al. 2005; Louzada et al. 2010; Barragán et al. 2014). These species can perform their ecological functions and contribute to the provision of ecosystem services, especially in relation to nutrient cycling given the improved soil structure and fertility that the beetles promote (Calafiori 1979), the disintegration and decomposition of organic material (Nichols et al. 2007; 2008) and the construction of tunnels that contribute to greater edaphic aeration (Bang et al. 2005).

Regarding soil quality variations, the measured levels of available phosphorus, potassium and nitrogen showed that soil quality was lower in the treeless pastures, where the lowest richness of beetles was found. *Deltotilum scabriusculum* responded negatively to the low levels of nitrogen and magnesium in the soil. *Dichotomius amplicollis* presented a negative relationship with levels of total nitrogen.

According to the ranchers in the sampling sites, the areas dedicated to extensive livestock management and others recently converted into SPS had been previously used for many years to cultivate maize, where apparently high quantities of chemical fertilizers and pesticides had been applied. This may have caused deterioration of the soil quality. Low values of organic carbon (mean, 2.5 % \pm 1.56) were reported in the livestock management systems evaluated. When the supply of organic matter in the soil is low and processes of erosion, oxidation and lixiviation take place (through the production of maize

using conventional technological packages), there is a loss of organic carbon, which may be the result of historical management practices utilized at the site.

Beetle abundance responded mainly to phosphorous, which was the nutrient that presented highest concentrations in the sampling sites. This can be attributed to the management history of the areas. The livestock production system with the highest concentration of available phosphorous was that of managed tree fallows; which had previously been used as maize fields. Such variation may be a product of the quantity of litter on the soil surface, which causes changes in the content and storage of carbon and could affect of the dynamic of the organic matter and the organic carbon, which facilitates the metabolic activity of the microorganisms responsible for processes of mineralization (Skjemstad et al. 1999).

There was a negative response in relation to the abundance of species in the studied sites and the management practices (use of agrochemicals, chemical wormers and burning). Studies show that the use of herbicides and ivermectin affects the structure of the community and reproductive activity of the beetles in pastures (Martínez et al. 2001; Lumaret and Martínez 2005, Martínez and Cruz 2009).

Livestock management systems that preserve trees as part of livestock management, e.g., the tree fallows of dry tropical forest and silvopastoral systems of *G. ulmifolia*, provide favorable conditions for the maintenance of landscape connectivity and diversity of species (i.e., good soil quality, low or medium intensity of management, high canopy cover, high quantities of leaf litter, etc.) and habitat conditions that are suitable for the persistence of a variety of species. Ranchers may decide to use conventional cattle production techniques with low plant diversity and high dependence on chemical fertilizers and herbicides. However, such a transformation would be likely to cause a dramatic change in the abundance of species within the landscape, with the local extinction of those species favored by landscape heterogeneity and landscape-scale extinctions in the longer term. In contrast, silvopastoral systems allow for a high diversity of beetles while maintaining profitable economic activity (livestock production). As we have stated, *Guazuma ulmifolia* is considered a multipurpose tree because of the wide variety of products and services it can provide to agriculture, livestock production, cattle fodder and the medical and cosmetic industries. These trees can reduce peak daytime temperatures near the soil surface and modify soil physical and chemical conditions, increasing fertility and moisture retention. Knowledge of the relationship between wildlife management practices

and land use contribute to the effective management of ecosystems and therefore to the conservation of species diversity.

Acknowledgements

The authors are grateful to the landowners (Alejandrino Chama López, Antolín Vela García, Francisco Lagunes Colorado, José Alberto Colorado Hernández, and Julián Contreras García) for use of facilities to carry out this study. Thanks go to Albina Demeza and Maira Antonia Domínguez Lagunes for their valuable help with logistics and fieldwork, to Dr. Gonzalo Halffter and Fernando Escobar, of the Red de Ecoetología, Instituto de Ecología, A. C. for identification of specimens, to Matthias Rös of the Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca and to Ana María Noguez Gálvez, for observations on the manuscript. Patricia Menegaz thanks the Fondo de Apoyo a la Educación Superior del Estado de Santa Catarina for grant No. 1579 and the Programa de Pos Graduación en Ecología of the Universidad Federal de Santa Catarina, Brasil. Malva Isabel Medina Hernández thanks the Consejo Nacional de Desarrollo Científico y Tecnológico (CNPq) of the Ministerio del Medio Ambiente de Brasil, for the Productividad en Investigación grant No. 309030/2013-7.

References

- Abdo MTVN, Valeri SV, Martins ALM (2008) Sistemas agroflorestais e Agricultura familiar: uma parceria interessante. *Rev Tec Ino Agr* 5: 50–59.
- Andresen E (2008) Dung beetle assemblages in primary forest and disturbed habitats in a tropical dry forest landscape in western Mexico. *J Insect Conserv* 12: 639–650.
- Arellano L, Favila ME, Huerta C (2005) Diversity of dung and carrion beetles in a disturbed Mexican tropical montane cloud forest and on shade coffee plantations. *Biol Conserv* 14: 601–615.
- Arellano L, León-Cortés J, Ovaskainen O (2008a) Patterns of abundance and movement in relation to landscape structure - a study of a common scarab (*Canthon cyanellus cyanellus*) in Southern Mexico. *Landsc Ecol* 23: 69–78.

Arellano L, León-Cortés J, Halffter G (2008b) Response of dung beetle assemblages and their conservation in remnant natural and modified habitats in southern Mexico. *Insect Conserv Divers* 1: 253–262.

Arellano L, León-Cortés JL, Halffter G, Montero J (2013) *Acacia* woodlots, cattle and dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in a Mexican silvopastoral landscape. *Rev Mex Biodivers* 84: 650–660.

Ayres M, Ayres JRM, Ayres DL, Santos ASBioEstat 5.0 (2007) Aplicações estatísticas nas áreas da ciências biológicas e médicas. Belém: Sociedade Civil Mamirauá/CNPq. 324p.

Bang HS, Lee JH, Kwon OS, Na YE, Jang YS, Kim WH (2005) Effects of paracoprid dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) on the growth of pasture herbage and on the underlying soil. *Appl Soil Ecol* 29: 165–171.

Barlow J, Louzada J, Parry L, Hernández MIM, Hawes J, Peres CA, Vaz-de-Mello FZ, Gardner TA (2010) Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: a field test on Amazonian dung beetles. *J Appl Ecol* 47: 779–788.

Barragán F, Moreno CE, Escobar F, Bueno-Villegas J, Halffter G (2014) The impact of grazing on dung beetle diversity depends on both biogeographical and ecological context. *J Biogeogr* 41: 1-12.

Bautista-Tolentino M, López-Ortíz S, Pérez-Hernández P, Vargas-Mendonza M, Gallardo-López F, Gómez-Merino FC (2011) Sistemas agro y silvipastoris en la comunidad El Limón, municipio de Paso de Ovejas, Veracruz, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 14: 63–76.

Beer J, Ibrahim M, Somarriba E, Barrantes A, Leakey R (2004) Establecimiento y manejo de árboles en sistemas agroforestales. Capítulo 6. Árboles de Centroamérica. OFICATIE.46 p.

Bianchin I, Honer MR, Gomes A (1992) Controle integrado da mosca-dos-chifres na Região Centro- Oeste. *Hor Veterinária* 65: 43–46.

Bornemissza GF, Williams CH (1970) An effect of dung beetle activity on plant yield. *Pedobiologia* 10: 1-7.

Bhagwat SA, Willis KJ, Birks HJB, Whittaker RJ (2008) Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends Ecol Evol* 23: 261–267.

Blake GR, Hartge KH (1986) Bulk Density. In: Klute A. (editor.) *Methods of soil analysis: Physical and Mineralogical Methods. Part 1.* Madison: American Society of Agronomy. pp. 363-375

Calafiori MH (1979) Influência do *Dichotomius anaglypticus* (Mannerheim, 1829) (Coleoptera, Scarabaeidae) na fertilização do solo e no desenvolvimento do milho (*Zea mays* L.). Piracicaba, ESALQ, 87p.

Cambefort Y (1984) Étude Écologique des Coléptères Scarabidae de Côte d'Ivoire. *Travaux des Chercheurs de la Station de LMTO*, 3, Univ. d'Abidjan, pp. 294.

Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) (2006) *Guazuma ulmifolia* (Lam) Sterculiaceae. Un árbol de uso múltiple. Colección Materiales de Extensión. OFI-CATIE: (Oxford Forestry Institute/ Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza). 569-572 p. Disponível em: http://herbaria.plants.ox.ac.uk/adc/downloads/capitulos_especies_yanexos/guazuma_ulmifolia.pdf. Acesso em: Jul 30 de 2014

Constanza R, D'arce R, De Groot R, Farbeck S, Graso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Suttokk P, Van Den Belt M (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.

Costa FC, Pessoa KKT, Liberal CN, Filgueiras BKC, Salomão RP, Iannuzzi L (2013) What is the importance of open habitat in a predominantly closed forest area to the dung beetle (Coleoptera, Scarabaeinae) assemblage? *Rev Bras Entomol* 57: 329–334.

Chao A (1984) Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scand J Stat* 11: 265–270.

Chao A, Jost L (2012) Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93: 2533–2547.

Chazdon RL, Chao A, Colwell RK, Lin SY, Norden N, Letcher SG, Clark DB, Finegan B, Arroyo JP (2011) A novel statistical method for classifying habitat generalists and specialists. *Ecology* 92: 1332–1343.

Damborsky MP, Álvarez-Bohle MC, Ibarra-Polesel MG, Porcel EA, Fontana JL (2015) Spatial and temporal variation of dung beetle assemblages in a fragmented landscape at Eastern Humid Chaco. *Neotrop Entomology* 44: 30–39

Escobar F (2004) Diversity and composition of dung beetle (Scarabaeinae) assemblages in a heterogeneous Andean landscape. *Trop Zool* 17: 123-136

Favila ME (2001) Historia de vida y comportamiento de un escarabajo necrofago: *Canthon cyanellus cyanellus* Leconte (Coleoptera: Scarabaeinae). *Folia EntomolMex*40: 245–278

Favila ME (2014) Historical, biogeographical and ecological factors explain the success of some native dung beetles after the introduction of cattle in Mexico. *Pastos* 42: 161–181.

Favila ME, Halffter G (1997) The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. *Acta ZoolMex* 72: 1–25.

Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharick CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice CI, Ramankutty N, Snyder P (2005) Global Consequences of Land Use. *Science*309: 570-574.

Fincher GT, Stewart TB, Hunter III JS (1983) The 1981 distribution of *Onthophagus gazella* Fabricius from releases in Texas and *Onthophagus taurus* Schreber from an unknown release in Florida (Coleoptera: Scarabaeidae). *Coleopt Bull* 37: 159–163.

García E (1973) Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Universidad Autónoma de México. México. 246 p.

Gardner WH (1986) Water content. In: Methods of soil analysis Part 1: physical and mineralogical methods. Agronomy Núm. 9, A. Klute (ed.). American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin. p. 493-544.

Gardner TA, Hernández MIM, Barlow J, Peres CA (2008) Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for Neotropical dung beetles. *J Appl Ecol* 45: 883–893.

Gibson L, Lee TM, Koh LP, Brook BW, Gardner TA, Barlow J, Peres CA, Corey JA, Bradshaw JA, Laurance WF, Lovejoy TE, Sodhi NS Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity (2011) *Nature* 478: 378–381.

Giller PS, O'Donovan G (2002) Biodiversity and ecosystem function: do species matter? *P Roy Irish Acad A* 102b: 129–139.

Giraldo C, Escobar F, Chará J, Calle Z (2011) The adoption of silvopastoral systems promotes the recovery of ecological processes regulated by dung beetles in the Colombian Andes. *Insect Conserv Divers* 4:115–122.

Goldewijk KK, Ramankutty N (2004) Land cover change over the last three centuries due to human activities: the availability of new global data sets. *GeoJournal* 61: 335–344.

Gotelli N, Colwell RK (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol Lett*, 4: 379–391.

Halfpter G, Halfpter V, Huerta C (1983) Comportement sexuel et nidification chez *Canthon cyanellus cyanellus* LeConte. (Col. Scarabaeidae). *Bull Soc Entomol Fr* 88: 585-596.

Halfpter G, Favila ME, Halfpter V (1992) A comparative study of the structure of the scarab guild in Mexican tropical rain forests and derived ecosystems. *Folia Entomol Mexi*84:131–156.

Halfpter G, Arellano L (2002) Response of dung beetle diversity to human-induced changes a tropical landscape. *Biotropica* 34: 144–154.

Halfftter G, Matthews EG (1966) The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae). *Folia Entomol Mex* 12: 1–312.

Halfftter G, Pineda E, Arellano L, Escobar F (2007) Instability of copronecrophagous beetle assemblages (Coleoptera: Scarabaeinae) in a mountainous tropical landscape of Mexico. *Environ Entomol* 36: 1397–1407.

Hanski I, Cambefort Y (1991) Competition in dung beetles. In: Hanski I, Cambefort Y, editors. *Dung beetle ecology*. Princeton: Princeton University Press. pp. 305–329

Hernández MIM, Vaz-De-Mello FZ (2009) Seasonal and spatial species richness variation of dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae s. str.) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Rev Bras Entomol* 53: 607–613.

Huxley PA (1983) Plant Research and Agroforestry. In: Huxley PA (editor) *Plant Research and Agroforestry*. ICRAF. Nairobi. pp. 161–171.

Jost, L. (2006) Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363–375.

Kalisz PJ, Stone EL (1984) Soil mixing by scarab beetles and pocket gophers in north central Florida. *Soil Sci Soc Am J* 48: 169–172.

Krebs JR, Wilson JD, Bradbury RB, Siriwardena GM (1999) The second silent spring? *Nature* 400: 611–612.

Kremen C (2005) Managing for ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecol Lett* 8: 468–479.

Kohlmann B (1994) A preliminary study of the invasion and dispersal of *Digitonthophagus gazella* (Fabricius, 1787) in Mexico (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). *Acta Zool Mex* 61: 35–42.

Korasaki V, Lopes J, Gardner GB, Louzada J (2012) Using dung beetles to evaluate the effects of urbanization on Atlantic Forest biodiversity. *Insect Sci* 20: 1–14.

Korasaki, V, Braga RF, Zanetti R, Moreira FMS, Vaz-de-Mello FZ, Louzada J (2013) Conservation value of alternative land-use systems for

dung beetles in Amazon: valuing traditional farming practices. *Bio Conserv* 22: 1485–1499.

Leyva BV (2006) Uso, extracción y manejo de los acahuales de la Selva Baja Caducifolia en las localidades Acazónica y Paso de Ovejas de la zona Sotavento del estado Veracruz. Tesis, Maestro en Ciencias. Programa en Agroecosistemas Tropicales. Colegio de Postgraduados, Campus Veracruz, México. 114 p.

Lobo JM (1996) Diversity, biogeographical considerations and spatial structure of a recently invaded dung beetle community in the Chihuahuan Desert. *Global Ecol Biogeogr* 5: 342–352.

Lopes J, Korasaki V, Catelli LL, Marçal CVM, Nunes MPBP (2011) A comparison of dung beetle assemblage structure (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) between an Atlantic forest fragment and adjacent abandoned pasture in Paraná, Brazil. *Zoologia* 28: 72–79.

López GI (2000) Producción, manejo y conservación de forrajes tropicales, Memorias del Primer Congreso de Actualización de Prácticas Pecuarias del Trópico. Instituto Veracruzano para el Desarrollo Rural. Boca del Río, Veracruz, México. pp. 57–80.

López CC (2008) Uso actual, potencial y clasificación campesina de tierras agrícolas en la comunidad de Angostillo, Municipio de Paso de Ovejas, Veracruz, México. Informe Técnico. Colegio de Postgraduados, Campus Veracruz. 42 p.

Louzada J, Lima AP, Matavelli R, Zambaldi L, Barlow J (2010) Community structure of dung beetles in Amazonian savannas: role of fire disturbance, vegetation and landscape structure. *Landscape Ecol* 25: 631–641

Lumaret J, Martinez IM (2005) El impacto de productos veterinarios sobre insectos coprófagos: consecuencias sobre la degradación del estiércol en pastizales. *Acta Zool Mex* 21: 137–148.

McGeoch MA, Rensburg BJV, Botes A (2002) The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *J Appl Ecol* 39: 661–672.

McNeely JA, Schroth G (2006) Agroforestry and biodiversity conservation: traditional practices, present dynamics, and lessons for the future. *Biol. Conserv.* 15: 549–554.

Maes JM, Ratcliffe BC, Jameson ML (1997) Fauna Entomológica de la Reserva Natural Bosawas, Nicaragua. XI. Escarabajos (Coleoptera: Scarabaeidae) nuevos para la fauna de Nicaragua. *Rev Nic Entomol* 39: 41-15.

Manríquez-Mendoza LY, López-Ortiz S, Pérez-Hernández P, Ortega-Jiménez E, López-Tecpoyotl ZG, Villarruel-Fuentes M. (2011). Agronomic and forage characteristics of *Guazuma ulmifolia* Lam. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 14: 453–463.

Margesin R, Schinner F (2005) *Manual for Soil Analysis: Monitoring and Assessing Soil Bioremediation* Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Germany, pp. 339.

Martínez IM, Lumaret J, Cruz MR (2001) Suspected side effects of a herbicide on dung beetle populations (Coleoptera: Scarabaeidae). *LifeSci*324: 989–994.

Martínez MI, Cruz MR (2009) Suspected side effects of a herbicide on dung beetle populations (Coleoptera: Scarabaeidae). *Acta ZoolMex* 25: 673–681.

Martínez IM, Montes de Oca ET (1994) Observaciones sobre algunos factores microambientales y el ciclo biológico de dos especies de escarabajos rodadores (Coleoptera, Scarabaeidae, *Canthon*). *Folia Entomol Mex* 91: 47–59.

Montes de Oca E, Halfpter G (1995) Daily and seasonal activities of a guild of the coprophagous, burrowing beetle (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) in tropical grasslands. *Trop Zool* 8:159–180.

Montes de Oca E, Halfpter G (1998) Invasion of Mexico by two dung beetles previously introduced into the United States. *Stud Neotrop Fauna E* 33: 37–45.

Morón MA (Ed.) (2003) Atlas de los escarabajos de México (Coleoptera Lamellicornia) Volumen Dos. Familias Scarabaeidae, Trogidae, Passalidae y Lucanidae. Argania editio.Barcelona, 227p.

Navarrete D, Halffter G (2008) Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) diversity in continuous forest, forest fragments and cattle pastures in a landscape of Chiapas, México: the effects of anthropogenic changes. *Biodivers Conserv* 17: 2869–2898.

Neita JC, Escobar F (2012) The potential value of agroforestry to dung beetle diversity in the wet tropical forests of the Pacific lowlands of Colombia. *Agrofor Syst* 85: 121–131.

Nichols E, Larsen T, Spector S, Davis AL, Escobar F, Favila M, Vulinec K (2007) Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. *Biol Conserv* 137: 1–19.

Nichols E, Spector S, Louzada J, Larsen T, Amezcuita S, Favila ME (2008) Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biol Conserv* 141: 1461–1474.

Noriega JA, Solís C, Quintero I, Pérez LG, García H, Ospino DA (2006) Registro Continental de *Digitonthophagus gazella* (Coleoptera: Scarabaeidae) en Colombia. *Caldasia* 28: 379–381.

Pansu M, Gautheyrou J (2006) Handbook of Soil Analysis Mineralogical, Organic and Inorganic Methods, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, The Netherlands, 995 pp.

Rosseau GX, Silva PRS, Carvalho CJR. (2010) Earthworms, ants and other arthropods as soil health indicators in traditional and no-fire agroecosystems from eastern Brazilian Amazonia. *Acta Zool. Mex.* 2: 117–134.

Rougon C, Rougon D (1980) Contribution à la biologie des colèoptères coprophages en région sahélienne. Etude du développement d'*Onthophagus gazella* (Coleoptera: Scarabaeidae). *Rev Ecol Biol Sol* 17: 379–392.

SEMARNAT (2000) Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.

Simmons LW, Ridsdill-Smith TJ (2011) Reproductive competition and its impact on the evolution and ecology of dung beetles, p. 1-20. In: Simmos LW, Ridsdill –Smith TJ, editors. Ecology and evolution of dung beetles. Oxford: Blackwell Publishing. 347 p.

Soil Science Society of America (SSSA) (1997) Glossary of Soil Science Terms 1996. Soil Science Society of America Inc., Madison WI. 139 p.

Schjonning P, Elmholt S, Christensen BT (2004) Managing Soil Quality: Challenges in Modern Agriculture, CAB International, British Library, London, pp.1–351.

Skjemstad JO, Taylo JA, Smirnik RJ (1999) Estimation of charcoal (char) in soils. *Commun Soil Sci Plant Anal* 30: 2283–2298.

Smill V (2000) Feeding the World. MIT Press, Cambridge, MA. 360p.

Tilman D, Reich PB, Knops J, Wedin D, Mielke T, Lehman C (2001) Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science* 294: 843–845.

Torres F (1983) Role of woody perennials in animal agroforestry. *Agrofor Syst* 1: 131– 163

Tscharntke T, Klein AM, Kruess A, Steffan-Dewenter I, Thies C (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecol Lett* 8: 857–874.

Tshikae BP, Davis ALV, Scholtz CH (2013) Does an aridity and trophic resource gradient drive patterns of dung beetle food selection across the Botswana Kalahari? *Ecol Entomol* 38: 83–95.

Vidaurre T, Noriega JA, Ledezma MJ (2008) First report on the distribution of *Digitonthophagus gazella* (Fabricius, 1787) (Coleoptera: Scarabaeidae) in Bolivia. *Acta Zool Mexi* 24: 217–220.

Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM (1997) Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277: 494–499.

DISCUSSÃO GERAL

O ambiente solo provavelmente possui a comunidade biológica mais complexa de todos os ecossistemas terrestres (BARRIOS, 2007), sendo que a biota do solo desempenha um papel fundamental na determinação das propriedades físicas e químicas, bem como na produtividade dos solos (BRUSSAARD et al., 1997; LAVELLE & SPAIN, 2001; COLEMAN et al., 2004). Este estudo representa a valorização das funções ecológicas desenvolvidas por organismos edáficos (i.e. besouros escarabeíneos) para o entendimento de processo de ciclagem de nutrientes como serviço ecossistêmico e também das mudanças na diversidade e na estrutura das comunidades frente aos diferentes sistemas de manejo e tipos de solo. Estes organismos apresentam ampla distribuição e alto grau de diversidade nos ecossistemas tropicais e subtropicais (HANSKI & CAMBEFORT, 1991) e particularmente são utilizados no monitoramento e na avaliação dos efeitos das atividades humanas (DAVIS et al., 2002; NICHOLS et al., 2007), uma vez que a riqueza de espécies de besouros escarabeíneos é fortemente correlacionada com a de outros grupos taxonômicos, possibilitando ser utilizados como indicadores de diversidade (BARLOW et al., 2007). Os bioindicadores oferecem uma ferramenta promissora tanto para investigadores quanto para técnicos e agricultores na avaliação e na resposta às novas estratégias de gestão do uso da terra (LOBRY DE BRUYN, 1997; MCGEOCH, 1998). Grande parte dos estudos tem focado na identificação de espécies bioindicadoras caracterizando determinados habitats ou as condições de uso da terra (DUFRÊNE & LEGENDRE, 1997; CRISTOFOLI et al., 2010; RUIZ et al., 2011). Poucos têm procurado vincular à estrutura da comunidade de besouros escarabeíneos que habitam em agroecossistemas e a relação destes com os atributos edáficos e as práticas de manejo e quantificar a eficiência destes organismos na função de remoção de matéria orgânica em ambientes manejados como resposta aos serviços ecossistêmicos. Neste estudo, substancialmente respondemos estas questões.

Os resultados demonstram: (i) as espécies escavadoras *Dichotomius nisus* e *Trichillum externepunctatum* relacionam-se positivamente com o teor de matéria orgânica, mostrando a importância destes organismos no processo de ciclagem de nutrientes. A espécie roladora *Canthon chalybaeus* se relacionou positivamente com a textura do solo, preferindo solos arenosos (Capítulo I); (ii) solos com qualidade entre 37% a 65% (IQS) favorecem o aumento de abundância das guildas funcionais de espécies paracoprídeas e telecoprídeas, sendo que há um

efeito negativo na guilda dos tuneleiros quando a qualidade do solo é baixa (IQS menor que 10%), além disso registrou-se relação positiva entre os parâmetros físicos (porosidade, umidade volumétrica, textura) e químicos (pH, teores de magnésio, cálcio e matéria orgânica) do solo com a abundância dos besouros paracoprídeos em cambissolos e solos argilosos (Capítulo II); (iii) que os besouros escarabeíneos reduzem a massa fecal através de enterrio no solo, especialmente durante as primeiras 24 horas e 48 horas de exposição, sendo que em ambientes pecuários do município de Lauro Müller, a espécie mais abundante, *O. sulcator* foi a que mais contribuiu em termos de biomassa e a mais importante em relação à atribuição e à transformação da matéria orgânica no ambiente estudado, sendo capaz de remover, em média 6,7 vezes o seu próprio peso corporal em 24 horas. (Capítulo III); (iv) há maior riqueza de besouros escarabeíneos em sistemas silvipastoris de *G. ulmifolia*, observando diminuição da abundância e riqueza com a redução da complexidade dos sistemas e da qualidade do solo, bem como o aumento da intensidade das práticas de manejo. Além disso, observou-se relação positiva entre a abundância de espécies de besouros e as características físico-químicas do solo como umidade, fósforo e potássio, bem como características de densidade de plantas. Entretanto, registrou-se efeito negativo de práticas de manejo, como o uso de inseticidas, fertilizantes e queimadas sobre a abundância dos besouros escarabeíneos (Capítulo IV).

Nos estudos realizados em Tubarão, Santa Catarina, Brasil, dentre os agroecossistemas estudados, o ambiente pecuário, como esperado, foi o que apresentou maior riqueza, abundância e biomassa de besouros escarabeíneos, já que disponibiliza maior quantidade de recursos alimentares (fezes bovinas). O reconhecimento da fauna edáfica associada à agroecossistemas subsidia o entendimento da dinâmica do fluxo de energia e matéria nestes ambientes, através de medidas como a abundância e a riqueza, juntamente com as funções que exercem os organismos no solo (CHAPIN et al., 2011). Em todos os ambientes estudados, a maior abundância foi de espécies de besouros paracoprídeos com hábitos noturnos e coprófagos. Estas espécies exercem funções e contribuem nos serviços ecossistêmicos, especialmente em relação à ciclagem de nutrientes devido à melhoria da estrutura e fertilidade do solo que os besouros promovem (CALAFIORI, 1979), à desintegração e decomposição de material orgânico (NICHOLS et al., 2007, 2008) e à construção de túneis que contribuem para uma maior aeração edáfica (BANG et al. 2005). O manejo dos agroecossistemas pode apresentar efeitos sobre as comunidades de

besouros coprófagos, por meio da riqueza e composição das espécies, bem como na abundância relativa dos grupos funcionais e das funções exercidas por estes organismos (BARRAGÁN et al., 2011; GIRALDO et al. 2011; BRAGA et al., 2012; BRAGA et al., 2013).

Foi registrado que espécies roladoras, como *Canthon chalybaeus* preferem solos mais arenosos, corroborando com Doube (1991). MARTÍNEZ et al. (2009) demonstram que o solo argiloso favorece o estabelecimento de ninhos e galerias, bem como a distribuição e a abundância de espécies de besouros escarabeíneos paracoprídeos. Entretanto, os resultados encontrados por SILVA et al. (2015) divergem, mostrando que em locais com solos mais arenosos a maior abundância é de besouros paracoprídeos. Uma possível explicação é que a distribuição das comunidades e a preferência por um determinado tipo de solo não pode ser vista de uma maneira isolada, mas sim por um conjunto de condições ambientais, uma vez que a estruturação das comunidades é representada por um contínuo de combinações de mecanismos estabilizadores de nicho e diferenças de aptidão entre espécies (MATTHEWS & WHITTAKER, 2014). A resposta dos organismos às mudanças ambientais pode ser afetada por diferentes fatores e especificamente no caso de besouros escarabeíneos coprófagos, a disponibilidade de recurso, a temperatura, a precipitação e características do solo influenciam a distribuição microespacial e a dispersão das espécies (NEALLIS, 1977; DOUBE, 1991; ESCOBAR, 2000; DA SILVA & HERNÁNDEZ, 2015) e assim as funções que estes organismos realizam. Espécies de besouros escarabeíneos podem ser sensíveis às mudanças na estrutura do solo ocasionadas, por exemplo, pela compactação através do pisoteio dos animais em áreas de pecuária, que modificam a capacidade de infiltração do solo, aumentando a concentração de argila (ESCOBAR & CHACÓN DE ULLOA, 2000; SANTOS et al., 2005), o que pode dificultar o revolvimento do solo para a confecção das galerias. A influência de organismos no solo ocorre pela ação direta através da modificação física da estrutura do solo, e por meio das interações da comunidade biótica, sendo que os nutrientes podem ser mais concentrados em biomassa e/ou matéria orgânica do solo (LAVELLE et al., 1994; GONZÁLEZ et al., 2001; LAVELLE & SPAIN, 2001).

O sistema solo e os usos da terra desempenham um papel central na prestação de serviços ambientais de provisão (produção de alimentos, fibras e madeira), de suporte (ciclagem de nutrientes), de regulação (sequestro de carbono) e culturais (beleza cênica da paisagem) (JANETOS & KASPERSON, 2005). A sua qualidade é definida como a

capacidade de um tipo específico de solo funcionar dentro dos limites, tanto em ecossistemas naturais quanto em manejados, permitindo sustentar a produtividade vegetal e animal, manter e/ou melhorar a qualidade da água e do ar, e promover a saúde do meio e o bem estar humano (SSSA, 1997). É o centro regulador da dinâmica dos processos ambientais, tanto em ecossistemas naturais quanto em agroecossistemas (FOLSTER & KHANNA, 1997; SWIFT, 1997; WALL & VIGINIA, 2000; SCHJØNNING et al., 2004; BARDGETT, 2005) e propriedades do solo como o teor de umidade, podem favorecer a sobrevivência e o êxito reprodutivo de determinadas espécies de escarabeíneos (SOWIG, 1995; MARTÍNEZ et al., 2009). O aumento da concentração de argila no solo reduz a abundância de besouros paracoprídeos pequenos, favorecendo espécies telecoprídeas (SILVA et al., 2015), entretanto em solos de pastagens do sul do Brasil espécies telecoprídeas mostram relação positiva com solos arenosos (FARIAS & HERNÁNDEZ, submetido). Em ambas as matrizes de solo estudadas, cambissolo (Lauro Müller) e argiloso (Tubarão), a guilda funcional dos besouros escarabeíneos paracoprídeos foi a mais abundante e relacionou-se positivamente com a porosidade e com a umidade volumétrica do solo.

Ressalta-se que propriedades hidrológicas de solos franco arenosos são favorecidas pela atividade de espécies pertencentes a esta guilda (BROWN et al., 2010) e teoricamente, pelo ciclo de vida deste grupo, podem atuar como um reforço no processo da manutenção da aeração do solo, uma vez que, quando os indivíduos adultos realizam as galerias e depositam seus ovos, a próxima geração de besouros quando emergida também favoreceria esse processo (HALFFTER & EDMONDS, 1982). A estruturação funcional das comunidades de besouros escarabeíneos nos tipos de solo estudados dos ambientes pecuários, com manejo extensivo e uso de agroquímicos, se mostrou semelhante às comunidades de escarabeíneos em geral, nos quais há maior abundância de paracoprídeos, seguidos de telecoprídeos e por último os endocoprídeos (HALFFTER & EDMONDS, 1982). Estudos realizados em áreas de pastagem, também registraram maior abundância de espécies tuneleiras na região Neotropical (NAVARETTE & HALFFTER, 2008; ALMEIDA et al., 2011; CORREA et al., 2013; FAVILA, 2014; SILVA et al., 2014).

Muitas revisões têm discutido os efeitos da fauna edáfica nos processos e nas propriedades dos solos (ANDERSON, 1988; HENDRIX et al., 1990; WOLTERS, 1991; LEE & PANKHURST, 1992; LAVELLE & SPAIN, 2001), entretanto utilizar um índice de qualidade do solo como ferramenta para observar a relação da abundância de

insetos por guildas funcionais foi algo inovador neste estudo, pois permitiu esclarecer como os diferentes componentes da qualidade do solo afetam os escarabeíneos. Este índice foi embasado na seleção de algumas propriedades físico-químicas, as quais são consideradas atributos indicadores (DORAN & PARKIN, 1994). Sabe-se que para a manutenção da qualidade do solo e da sustentabilidade do seu uso, a abundância e a estruturação funcional da macrofauna edáfica deve ser relacionada com as propriedades e processos do solo para o manejo da sua fertilidade biológica (VOHLAND & SCHROTH, 1999; MERLIM et al., 2005; TARRÁ et al., 2012). Registramos que solos com IQS entre 0.37 e 0.66 (qualidade média-alta) favorecem a abundância de espécies tuneleiras e rolandoras; em contrapartida, solos que apresentam baixa qualidade afetam negativamente a abundância dos paracoprídeos. Desta forma, para a compreensão dos processos ecológicos é necessário considerar as características físico-químicas do solo e a composição dos organismos presentes, principalmente as funções que realizam para a provisão dos serviços ecossistêmicos (BRUSSAARD et al., 1997; BRAIMOH & VLEK, 2007), visto que a manutenção da qualidade do solo é um dos principais pilares da sustentabilidade agrícola e florestal (JANETOS & KASPERSON, 2005). Esta ferramenta, o índice de qualidade de solo, poderá fornecer uma base para a compreensão dos processos ecológicos nos quais participam os besouros escarabeíneos, bem como para o entendimento de aspectos biológicos e comportamentais destes organismos edáficos.

Uma característica que pode influenciar a quantidade de fezes removidas pelos besouros escarabeíneos é o tempo de exposição. Muitas espécies são atraídas por esterco fresco (DÍAZ, 1996). A influência do período de exposição ao recurso pode depender também de outros fatores, como preferência alimentar dos besouros (AMÉZQUITA & FAVILA, 2010). Ao avaliar três períodos de exposição observou-se que a maior quantidade removida ocorreu entre as 24 e 48 horas de exposição, possivelmente porque à medida que aumenta o tempo de exposição o esterco perde umidade e torna-se menos atrativo aos organismos (ESCOBAR, 1997; BRAGA et al., 2013), criando uma crosta, a qual evita que os compostos volatéis presentes na massa fecal sejam liberados para a atração dos besouros escarabeíneos (HALFFTER & MATTHEWS, 1966). Destaca-se que qualidade e quantidade da massa fecal que é removida pelos besouros, uma vez que a utilizam não apenas como recurso alimentar, mas também para a confecção de seus ninhos, visto que tanto a qualidade e quantidade de massa fecal influenciam no tamanho do corpo adulto e no seu *fitness* subsequente

(HUNT & SIMMONS 1997, 1998, 2000, 2001; MOCZEK, 1998, 2002; HUNT et al., 2002; ARELLANO et al., 2015).

Escarabeíneos coprófagos mostram elevada capacidade funcional, ao remover até 80%, em 48 horas, de matéria orgânica ofertada (BATILANI-FILHO, 2015). Em fragmentos de florestas tropicais no México, observou-se que a taxa de eliminação de estrume, tanto para vacas e macacos, é maior entre 24 e 48 horas de exposição (AMÉZQUITA & FAVILA, 2010). Em sistemas pecuários montanhosos, fezes bovinas são mais utilizadas pelos besouros durante as primeiras 48 horas (ANDUAGA, 2004). Besouros telecoprídeos são menos eficientes na função de remoção (SLADE et al., 2007), contudo BATILANI-FILHO (2015) justificam que atributos como abundância e biomassa são determinantes, sendo que a capacidade máxima desta função ecológica desempenhada pelos besouros escarabeíneos é observada quando vários grupos funcionais atuam juntos (SLADE et al. 2007; DANGLES et al. 2012). Estudos em bovinos pastando mostram que a área ao redor da massa fecal é rejeitada pelo gado por um longo período (HAYNES & WILLANS, 1993) e a remoção por besouros permite o crescimento das plantas e a melhoria da estrutura físico-química do solo (MIRANDA et al., 1998). Este serviço prestado por esse grupo de organismos apresenta uma lacuna: a valoração. De maneira geral para os recursos naturais e as funções realizadas pelos organismos a valoração destes têm se mostrado desafiadora, uma vez que para isso é necessário levar em consideração a complexidade ecossistêmica e a presença de valores ecológicos, sociais e econômicos (MAY, 2010).

Outro aspecto importante é que a fauna edáfica mostra sensibilidade aos diferentes sistemas de manejo refletindo que a adoção de uma determinada prática de manejo pode ser considerada ou não conservativa do ponto de vista da estrutura e da fertilidade do solo (CORREIA, 2002; LOURENTE et al., 2007). O manejo dos agroecossistemas com finalidade de pecuária extensiva, por exemplo, pode apresentar efeitos na estrutura trófica das comunidades de besouros escarabeíneos coprófagos (ESCOBAR & HALFFTER, 1999; FAVILA, 2014). Ao considerar o manejo do sistema pecuário como um distúrbio de origem antrópica, as práticas utilizadas para o mesmo e a frequência com que são realizadas, tais como a utilização de agroquímicos e fertilizantes, número de unidade animal por parcela, constituem o sistema de manejo propriamente dito (CRAIG et al. 2011). Em Paso de Ovejas, México, observamos que, em sistemas pecuários nos quais as práticas de manejo são intensas e os solos apresentam baixa qualidade,

há uma diminuição considerável na abundância dos besouros; sugerindo que a estruturação das comunidades de besouros escarabeíneos depende da complexidade da estrutura do habitat e do uso e da qualidade do solo, possivelmente influenciando nas funções que executam estes organismos. Estudos mostram que o uso de herbicidas e de ivermectina afetam consideravelmente a estrutura da comunidade e atividade reprodutiva de besouros em pastagens (MARTÍNEZ et al., 2001; LUMARET & MARTÍNEZ, 2005; MARTÍNEZ & CRUZ, 2009).

Assim, os resultados permitiram elucidar a contribuição dos besouros escarabeíneos em agroecossistemas e sugerir que a conservação destes organismos e a adoção de práticas de manejo mais sustentáveis, tais como: a utilização de plantas de cobertura, o sistema rotativo de pastejo em áreas pecuárias, adubação verde, cordões de vegetação permanente para o controle da erosão do solo, bem como a implantação de sistemas silvipastoris e/ou a integração pecuária-lavoura-floresta, são estratégias importantes para o uso e conservação do solo nestes ambientes, pois favorecem o aumento da conectividade de habitats para as espécies de besouros e possibilitam a manutenção dos serviços ecossistêmicos em esses ambientes.

CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos no presente estudo e nas condições em que o trabalho foi realizado, é possível concluir que:

- os besouros escarabeíneos, *Dichotomius nisus* e *Ontherus sulcator* foram as espécies com maior abundância em áreas de pastagem no sudeste de Santa Catarina, sul do Brasil, ambas as espécies do grupo funcional dos paracoprídeos (tuneleiros);
- em solos argilosos espécies de besouros escarabeíneos paracoprídeos (escavadores) relacionam-se positivamente com o teor de matéria orgânica no solo, enquanto espécies telecoprídeos (roladores) associam-se com a textura do solo (arenosos);
- a abundância de besouros escarabeíneos paracoprídeos é um fator que favorece o processo de aeração do solo, quanto maior a abundância destes organismos, maior é o número de túneis;
- a aplicação de um índice de qualidade de solo (IQS), com base em atributos físico-químicos, descreve o efeito da qualidade sobre a abundância das guildas funcionais dos besouros escarabeíneos em ambientes pecuários;
- solos com IQS entre 37% e 65% favorecem o aumento na abundância de espécies paracoprídeas e telecoprídeas;
- há uma relação positiva entre os parâmetros físicos (porosidade, umidade volumétrica, textura) e químicos (pH, teores de magnésio, cálcio e matéria orgânica) do solo com a abundância dos besouros paracoprídeos, tanto em cambissolos como em solos argilosos;
- a remoção de fezes de bovinos exercida pelos besouros escarabeíneos é mais eficiente em 24 e 48 horas de exposição do que posteriormente;
- *Ontherus sulcator* é capaz de remover uma quantidade de esterco bovino, em média, 6,7 vezes o seu próprio peso corporal em 24 horas;
- sistemas silvipastoris proporcionam condições favoráveis para uma maior diversidade de espécies de besouros escarabeíneos quando comparados com sistemas pecuários sem árvores;
- sistemas de produção pecuária que apresentam reduzida complexidade da estrutura do habitat, aliada a práticas de manejo intensivas e solos com baixa qualidade diminuem a

abundância e a diversidade de espécies de besouros escarabeíneos.

REFERÊNCIAS

- ABDO, M.T.V.N.; VALERI, S.V.; MARTINS, A.L.M. 2008. Sistemas agroflorestais e Agricultura familiar: uma parceria interessante. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, v.5, p. 50–59.
- ANDUAGA, S. 2004. Impact of the Activity of Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) Inhabiting Pasture Land in Durango, Mexico. **Environmental Entomology**, v. 35, p. 1306–1312.
- ALMEIDA, S.S.P. & LOUZADA, J.N.C. 2009. Estrutura da comunidade de Scarabaeinae (Scarabaeidae: Coleoptera) em fitofisionomias do cerrado e sua importância para a conservação. **Neotropical Entomology**, v. 38, p. 32–43.
- ALMEIDA, S.; LOUZADA, J.; SPERBER, C.; BARLOW, J. 2011. Subtle land-use change and tropical biodiversity: dung beetle communities in Cerrado grasslands and exotic pastures. **Biotropica**, v. 43, p. 704–710.
- ALTIERI, M. 2002. Agroecology: The science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.93, p.1–24.
- AMÉZQUITA, S. & FAVILA, M.E. 2010. Removal rates of native and exotic dung by dung beetles (Scarabaeidae: Scarabaeinae) in a fragmented tropical rain forest. **Environmental Entomology**, v. 39, p. 328–36.
- ANDRESEN, E. 2001. Effects of dung presence, dung amount and secondary dispersal by dung beetles on the fate of *Micropholis guyanensis* (Sapotaceae) seeds in Central Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, v.17, p. 61–78.
- ARELLANO, L.; CASTILLO-GUEVARA, C.; HUERTA, C.; GERMÁN-GARCÍA, A.; LARA, C. 2015. Effect of using different types of animal dung for feeding and nesting by the dung beetle *Onthophagus lecontei* (Coleoptera: Scarabaeinae). **Canadian Journal of Zoology**, v. 93, p. 337–343.

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

AUDINO, L.D.; SILVA, P.G.; NOGUEIRA, J.M.; MORAES, L.P. de & VAZ-DE-MELLO, F.Z. 2011. Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae) de um bosque de eucalipto introduzido em uma região originalmente campestre. **Iheringia**, Série Zoologia, v. 101, p 121–126.

AUDINO, L. D.; LOUZADA, J. & COMITA, L. 2014. Dung beetles as indicators of tropical forest restoration success: Is it possible to recover species and functional diversity? **Biological Conservation**, v. 169, p. 248–257.

BAKER, G.H., 1998. Recognising and responding to the influences of agroculture and other land use practices on soil fauna in Australia. **Applied Soil Ecology**, v. 9, p. 302–310.

BALL, A. & DE LA ROSA, D. 2006. Modeling possibilities for the assessment of soil systems. In: UPHOFF, N.; BALL, A.; FERNANDES, E.; HERREN, H.; HUSSON, O.; LAING, M.; PALM, Ch.; PRETTY, J.; SANCHEZ, P.; SANGINGA, N. & THIES, J. (Eds.), **Biological approaches to sustainable soil systems**(pp. 683–692). Boca Raton, FL: Taylor & Francis/CRC Press

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

BARDGETT, R.D. 2005 **The Biology of Soil: A Community and Ecosystem Approach**. Oxford University Press, Oxford. p. 763.

BARDGETT, R.D. & COOK, R. 1998. Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. **Applied Soil Ecology**, v. 10, p. 253–276.

BARLOW, J.; GARDNER, T.A.; ARAUJO, L.S.; ÁVILA-PIRES, T.C.; BONALDO, A.B.; COSTA, J.E.; ESPOSITO, M.C.; FERREIRA, L.V.; HAWES, J.; HERNÁNDEZ, M.I.M.; HOOGMOED, M.S.; LEITE,

R.N.; LO-MAN-HUNG, N.F.; MALCOLM, J.R.; MARTINS, M.B.; MESTRE, L.A.M.; MIRANDA-SANTOS, R.; NUNES-GUTJAHR, A.L.; OVERAL, W.L.; PARRY, L.; PETERS, S.L.; RIBEIRO-JUNIOR, M.A.; SILVA, M.N.F.; SILVA-MOTTA, C. & PERES, C.A. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 47, p. 18555–18560.

BARLOW, J.; LOUZADA, J.; PARRY, L.; HERNÁNDEZ, M.I.M.; HAWES, J.; PERES, C.A.; VAZ-DE-MELLO, F.Z. & GARDNER, T.A. 2010. Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: a field test on Amazonian dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, p. 711–719.

BARRAGÁN, F.; MORENO, C.E.; ESCOBAR, F.; HALFFTER, G. NAVARRETE, D. 2011. Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. **Plos One**, v. 6, p. e17976.

BARRIOS, E. 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. **Ecological Economics**, v. 64, p. 269–285.

BATILANI-FILHO, M. 2015. **Funções ecossistêmicas realizadas por besouros Scarabaeinae na decomposição da matéria orgânica: aspectos quantitativos em áreas de Mata Atlântica**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós Graduação em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina, 2015, p.91.

BENNETT, E.M. & BALVANERA, P. 2007. The future of production systems in a globalized world. **Frontiers in Ecology and Environment**, v. 5, p.191–198.

BERKES, F. & FOLKE, C. 1998. **Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience**. Cambridge University Press, New York. p. 457.

BHAGWAT, S.A.; WILLIS, K.J.; BIRKS, H.J.B.; WHITTAKER, R.J. 2008. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? **Trends Ecology Evolution**, v. 23, p. 261–267.

BRAGA, R.F.; KORASAKI, V.; AUDINO, L.D.; LOUZADA, J. 2012. Are dung beetles driving dung-fly abundance in traditional agricultural areas in the Amazon? **Ecosystems**, v. 15, p. 1173–1181.

BRAGA, R. F.; KORASAKI, V.; ANDRESEN, E. & LOUZADA, J. 2013. Dung beetle community and functions along a habitat-disturbance gradient in the Amazon: a rapid assessment of ecological functions associated to biodiversity. **Plos One**, v. 8, p. e57786.

BRUSSAARD, L.; BEHAN-PELLETIER, V.M.; BIGNELL, D; BROWN, V.K.; DIDDEN, W.; FOLGARAIT, P. 1997. Biodiversity and ecosystem functioning in soil, **Ambio**, v. 26, p. 563–570.

BRAIMOH, A.K. & VLEK, P.L.G. 2007. **Land use and soil Resources**. Springer. p. 234.

CALAFIORI, M. H. **Influência de *Dichotomius anaglypticus* (Mannerheim, 1829) (Coleoptera: Scarabaeidae) na fertilização do solo e no desenvolvimento do milho (*Zea mayz* L.)**. Dissertação de Mestrado (Entomologia). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Universidade de São Paulo. 87 p. 1979.

CAMPOS, R.C. & HERNÁNDEZ, M.I.M. 2013. Dung beetle assemblages (Coleoptera, Scarabaeinae) in Atlantic forest fragments in southern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 57, p. 47–54.

CAMPOS, R.C. & HERNÁNDEZ, M.I.M. 2014. Changes in the dynamics of functional groups in communities of dung beetles in Atlantic forest fragments adjacent to transgenic maize crops. **Ecological Indicators**, v. 49, p. 216–227.

CARPENTER, M.A.; GELETKANYCZ, M.A.; SANDERS, W.G. 2004. Upper echelons research revisited: Antecedents, elements and consequences of top management team composition. **Journal of Management**, v. 30, p. 749–78.

CARRANZA-MONTAÑO, M.A.; SÁNCHEZ-VELÁSQUEZ, L.R.; PINEDA-LÓPEZ, M.R.; CUEVAS-CUZMÁN, R.C. 2003. Calidad y potencial forrajero de especies del bosque tropical caducifolio de la sierra de Manantlán, México. **Agrociencia**, v. 37, p. 203-210.

CASSAMAN, K.G.; DOBERMANN, A.; WALTERS, D.T., YANG, H., 2003. Meeting cereal demand while protecting natural resources and improving environmental quality. **Annual Review of Environment and Resources**, v.28, p. 315–358.

CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA (CATIE), 2006. *Guazuma ulmifolia* (Lam) Sterculiaceae. Un árbol de uso múltiple. Colección Materiales de Extensión. OFI-CATIE: (Oxford Forestry Institute/ Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza). 569-572 p. Disponível em: http://herbaria.plants.ox.ac.uk/adc/downloads/capitulos_especies_yanexos/guazuma_ulmifolia.pdf. Acesso em: Jul 30 de 2014

CEZAR, I.M.; QUEIROZ, H.P.; THIAGO, L.R.L.; CASSALES, F.L.G.; COSTA, F.P. 2005. **Sistemas de Produção de Gado de Corte no Brasil: Uma Descrição com Ênfase no Regime Alimentar e no Abate** - Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, Documentos / Embrapa Gado de Corte, 151, p.40.

COSTA, C.M.Q.; SILVA, F.A.B; FARIAS, A.I.; MOURA, R.C. 2009. Diversidade de Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae) coletados com armadilha de interceptação de vôo no refúgio Ecológico Charles Darwin, Igarassu - PE, Brasil. **Revista Brasileira Entomologia**, v. 53, p. 88–94.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBECK, S.; GRASOS, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253–260.

COLEMAN, D. C.; D. A. CROSSLEY; P. F., HENDRIX. 2004. **Fundamentals of Soil Ecology**, Second ed. Elsevier Academic Press, Amsterdam–Boston. p. 345.

CORREA, C.M.A.; PUKER, A.; KORASAKI, V.; OLIVEIRA, N.G. 2013. Dung beetles (Coleoptera, Scarabaeinae) attracted to sheep dung in exotic pastures. **Revista Brasileira Entomologia**, v. 57, p. 113–116.

CORREIA, M. E. F. **Potencial de utilização dos atributos das comunidades de fauna de solo e de grupos chave de invertebrados**

como bioindicadores do manejo de ecossistemas. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, Documentos 157, 2002.

CHAPIN, F.S.; ZAVALETA, E.S.; EVINER, V.T.; NAYLOR, R.L.; VITOUSEK, P.M.; REYNOLDS, H.L.; HOOPER, D.U.; LAVOREL, S.; SALA, O.E.; HOBBIE, S.E.; MACK, M.C.; DÍAZ, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, v. 405, p. 234–242.

CHAPIN, F.S.; MATSON, P.A.; VITOUSEK, P.M. 2011. **Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology**. Springer Verlag, New York, p. 528.

CRAIG, R.A.; GRAEME, S.C.; GARMESTANI, A.S.; TAYLOR P.D.; WALKER B. H. 2011. Managing for resilience. **Wildlife Biology**, v. 17, p. 337–349.

CUEVAS, G.R., NUÑEZ, L.N.M.; GUZMÁN, H.L.; SANTANA, M.F.J. 1998. El bosque tropical caducifolio en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco-Colima, México. **Boletín Instituto de Botánica Universidad Guadalajara**, v. 5, p. 445–491.

DA SILVA, P.G.; VAZ-DE-MELLO, F.Z. & DI MARE, R.A. 2013. Diversity and seasonality of Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) in forest fragments in Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, n. 2, p. 679–697.

DA SILVA, P.G. & HERNÁNDEZ, M.I.M. 2014. Local and Regional Effects on Community Structure of Dung Beetles in a Mainland-Island Scenario. **Plos One**, v. 9, p. e111883.

DA SILVA, P. G. & HERNÁNDEZ, M. I. M. 2015. Spatial Patterns of Movement of Dung Beetle Species in a Tropical Forest Suggest a New Trap Spacing for Dung Beetle Biodiversity Studies. **Plos One**, v. 10, p. 1–18.

DAILY, G. (Ed.). 1997. **Introduction: What are ecosystem services?** Island Press, Washington, D.C p. 1–10.

DALY, H.E. & FARLEY, J. 2004. **Ecological Economics: principles and applications**. Island Press, Washington, DC. p. 507.

DANGLES, O.; CARPIO, C.; WOODWARD, G. 2012. Size-dependent species removal impairs ecosystem functioning in a large-scale tropical field experiment. **Ecology**, v. 93, p. 2615–2625.

DAVIS, A.J.; HOLLOWAY, J.D.; HUIJBREGTS, H.; KRIKKEN, J.; KIRK-SPRIGGS, A.H. & SUTTON, S.L. 2001. Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. **Journal of Applied Ecology**, v. 38, p. 593–616.

DAVIS, A.L.V.; SCHOLTZ, C.H.; PHILIPS, T.K. 2002. Historical biogeography of Scarabaeinae dung beetles. **Journal of Biogeography**, v.29, p. 1217–1256.

DECAËNS, T.; JIMÉNEZ, J.J.; ESCOBAR, G.; RIPPSTEIN, G.; SCHNEIDMADL, J.; SANZ, J.I.; HOYOS, P.; THOMAS, R.J. Impacto del uso de la tierra en la macrofauna del suelo de los Llanos Orientales de Colombia. In: JIMÉNEZ, J.J.; THOMAS, R.J. (Ed.). **El arado natural: las comunidades de macroinvertebrados del suelo en las savanas neotropicales de Colombia**. Cali: Centro Internacional de Agricultura Tropical, 2003. p. 21–45. (CIAT. Publicación, 336).

DELITTI, W.B.C. 1995. Estudos de Ciclagem de Nutrientes: Instrumentos para análise funcional de ecossistemas terrestres. **Oecologia Brasiliensis**, v. 1, p. 469–486.

DE GROOT, R.S.; WILSON, M.A.; BOUMANS, R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, p. 393–408.

DE VRIES, F.T.; THÉBAULT, E.; LIIRI, M.; BIRKHOFFER, K.; TSIAFOULI, M.A.; BJØRN LUND, L.; JØRGENSEN, H.B.; BRADY, M.V.; CHRISTENSEN, S.; DE RUITER, P.C.; D'HERTEFELDT, T.; FROUZ, J.; HEDLUND, K.; HEMERIK, L.; GERA HOL, W.H.; HOTES, S.; MORTIMER, S.R.; SETÄLÄ, H.; SGARDELIS, S.P.; UTESENY, K.; VAN DER PUTTEN, W.H.; WOLTERS, V.; BARDGETT, R.D. 2013. Soil food web properties explain ecosystem services across European land use systems. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** 110, 14296–14301.

DIÁZ, C. 1996. **Efecto de la actividad de los escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en la Reserva de la Biosfera “La Michilla” Durango.** Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Juárez del Estado de Durango. Durango, México. p.59.

DIAZ-ZORIRA, M.; PERFECT, E.; GROVE J.H. 2002. Disruptive methods for assessing soil structure. **Soil Tillage Research**, v. 64, p. 3–22.

DITTMER, S. & SCHRADER, S. 2000. Longterm effects of soil compaction and tillage on Collembola and straw decomposition in arable soil. **Pedobiologia**, v. 44, p 534–538.

DOMINATI, E.; PATTERSON, M. MACKAY, A. 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils **Ecology Economic**, v. 69, p.1858–1868.

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment.** Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 3–21. (SSSA. Special publication, 35).

DOUBE B. M. 1991. Dung beetles of southern Africa. In: HANSKI, I. & CAMBEFORT Y. (Eds.) **Dung beetle ecology.** Princeton University, New Jersey. p. 133–155.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, p.345–366

DURÃES, R.; MARTINS, W. P.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. 2005. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) assemblages across a natural forest-cerrado ecotone in Minas Gerais,razil. **Neotropical Entomology**, v. 34, p.721–731.

EALLIS, V. G. 1977. Habitat associations and community analysis of South Texas dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae). **Canadian Journal of Zoology**, v. 55, p. 138–147.

ELMQVIST, T.; FOLKE, C.; NYSTRÖM, M.; PETERSON, G.; BENTGSSON, J.; WALKER, B.; NORBERG, J. 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. **Frontiers in Ecology Environment**, v. 1, p. 488–494.

ESCOBAR, F. 1997. Estudio de la comunidad de coleópteros coprófagos (Scarabaeidae) en un remanente de bosque seco al Norte del Tolima, Colombia. **Caldasia**, v.19, p. 419–430.

ESCOBAR, F. 2000. Diversidad de coleópteros coprófagos (Scarabaeidae: Scarabaeinae) en un mosaico de hábitats en la Reserva Natural de Nukak, Guaviare, Colombia. **Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)**, v. 79, p. 103–121.

ESCOBAR, F. & CHACÓN DE ULLOA, P. 2000. Distribución espacial y temporal en un gradiente de sucesión de la fauna de coleópteros coprófagos (Scarabaeinae, Aphodiinae) en un bosque tropical montano, Nariño – Colombia. **Revista de Biología Tropical**, v. 48, p. 961–975.

ESCOBAR, F. & HALFFTER, G. 1999. **Análisis de la biodiversidad a nivel de paisaje mediante el uso de grupos indicadores: El caso de los escarabajos estercoleros**. En: Vaz de Mello F, Oliverira J, Louzada J, Salvador J y Escobar F. (Eds). Memorias de la IV Reunión Latinoamericana de Scarabaeidología. Londrina Embrapa Documentos, Viçosa. p. 35–141.

ETTENA, C.H.; WARDLE, D.A. 2002. Spatial soil ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 17, p. 177–183.

FARIAS, P.M. de & HERNÁNDEZ, M.I.M. (submetido a Revista Brasileira de Ciências do Solo). Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) associated with agroecosystems of southern Brazil and its relation to soil characteristics.

FARIAS, P.M. de; ARELLANO, L.; HERNÁNDEZ, M.I.M & LOPEZ, S.O. 2015. Response of the copro-necrophagous beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) assemblage to a range of soil characteristics and livestock management in a tropical landscape. **Journal Insect Conservation**, v 19, p. 947–960.

FAVILA, M.E. 2014 Historical, biogeographical and ecological factors explain the success of some native dung beetles after the introduction of cattle in Mexico. **Pastos**, v. 42, p. 161–181.

FINEGAN, B.; SALGADO-NEGRETE, B.E.; DÍAZ, S. 2008. **Tropical forest, functional biodiversity and ecosystem services: characterization and perspectives in relation to global change**. In: TIESSEN, H.; STEWART, J.W.B. (Eds.) *Applying Ecological Knowledge to Landuse Decisions*. SCOPE, IAI & IICA, pp. 98–110.

FLECHTMANN, C. A. H.; RODRIGUES, S. R.; SENO, M. C. Z. 1995. Controle Biológico da mosca-dos-chifres (*Haematobia irritans irritans*) em Selvíria, Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 39, p. 249–58.

FOLEY, J.; RAMANKUTTY, N.; BRAUMAN, K.; CASSIDY, E.; GERBER, J.; JOHNSTON, M.; MUELLER, N.; CONNELL, C.; RAY, D.; WEST, P.; BALZER, C.; BENNETT, E.; SHEEHAN, J.; SIEBERT, S.; CARPENTER, S.; HILL, J.; MONFREDA, C.; POLASKY, S.; ROCKSTRO, J.; TILMAN, D.; ZAKS, D. 2011. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, p. 337–342.

FOLSTER, H. & KHANNA, P.K. 1997. Dynamics of nutrient supply in plantation soils. In: NABIAR, E.K.S. & BROWN, A.G. **ACIAR Management of Soil, Nutrients and Water in Tropical Plantation Forests Monograph**, v.43, p.571.

FUHLENDORF, S.F., ENGLE, D.M., 2001. Restoring heterogeneity on rangelands: ecosystem management based on evolutionary grazing patterns. **BioScience**, v. 51, p. 625–32.

GARDNER, T. A.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; BARLOW, J. & PERES, C. A. 2008b. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for Neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, p. 883–893.

GIRALDO, C.; ESCOBAR, F.; CHARÁ, J.D.; CALLE, Z. 2011. The adoption of silvopastoral systems promotes the recovery of ecological processes regulated by dung beetles in the Colombian Andes. **Insect Conservation Diversity**, v. 4, p. 115–122.

GOLLAN, J.R., BRUYNB, L.L.; REIDB, N.; WILKIEA, L. 2013. Monitoring the ecosystem service provided by dung beetles offers benefits over commonly used biodiversity metrics and a traditional trapping method. **Journal for Nature Conservation**, v.21, p.183–188.

GONZÁLEZ, G.; LEY, R. E.; SCHMIDT, S. K.; ZOU, X.; SEASTEDT, T. R. 2001. Soil ecological interactions: comparisons between tropical and subalpine forests. **Oecologia**, New York, v. 128, p. 549–556,

GOVERNO DO ESTADO DE SANTA CATARINA. 2014. Síntese Anual da Agricultura de Santa Catarina - 2013-2014. p.221.

GRAY, C. L.; SLADE, E. M.; MANN, D. J. & LEWIS, O. T. 2014. Do riparian reserves support dung beetle biodiversity and ecosystem services in oil palm-dominated tropical landscapes? **Ecology and Evolution**, v. 4, p. 1049–1060.

HALFFTER, G. & EDMONDS, W. D. 1982. **The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae): An ecologic and evolutive approach**. México D.F.: Man and Biosphere Program UNESCO. p. 177.

HALFFTER, G. & MATTHEWS, E.G. 1966. The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae). **Folia Entomológica Mexicana**, v. 12-14, p. 1–312.

HALFFTER, G.; FAVILA, M.E. & HALFFTER, V. 1992. A comparative study of the structure of the scarab guild in Mexican tropical rain forests and derived ecosystems. **Folia Entomológica Mexicana**, v. 84, p. 131–156.

HALFFTER, G. & FAVILA, M.E. 1993. The Scarabaeidae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analyzing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscapes. **Biology International**, v. 27, p. 15–21.

HALL, M. 2001. **Sistemas de Producción Agropecuaria y Pobreza: cómo mejorar los medios de subsistencia de los pequeños agricultores en un mundo cambiant**. FAO – Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación. 481p. Disponível em: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/003/y1860s/y1860s.pdf> Acesso em: 22 de Jan de 2015.

- HANSKI, I. 1991. The dung insect community, p. 5–21. In: HANSKI, I. & CAMBEFORT, Y. (eds.). **Dung beetle ecology**. Princeton: Princeton University Press. p.481.
- HANSKI, I. & CAMBEFORT, Y. 1991. Competition in dung beetles, p. 305–329. In: HANSKI, I. & CAMBEFORT, Y. (eds.). **Dung beetle ecology**. Princeton: Princeton University Press. p.481.
- HAYNES, R.J. & WILLIAMS, P.H. 1993. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. **Advances in Agronomy**, v. 49, p. 119–199.
- HARTEMINK, A.E. 2003. **Soil fertility decline in the tropics: with case studies on plantations**. CABI Publishin, Cambridge, p. 374.
- HERNÁNDEZ, M.I.M. & VAZ-DE-MELLO, F.Z. 2009. Seasonal and spatial species richness variation of dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae s. str.) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 53, p. 607–613.
- HERNÁNDEZ, M. I. M.; BARRETO, P. S. C. S.; COSTA, V. H.; CREÃO-DUARTE, A. J. & FAVILA, M. E. 2014. Response of a dung beetle assemblage along a reforestation gradient in Restinga forest. **Journal of Insect Conservation**, v. 18, p. 539–546.
- HOOPER, D.U.; CHAPIN III, F.S.; EWEL, J.J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J.H.; LODGE, D.M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETÄLÄ, H.; SYMSTAD, A.J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, p. 3–35.
- HOWARTH, R.W.; SHARPLEY, A.; WALKER, D. 2002: Sources of nutrient pollution to coastal waters in the United States: Implications for achieving coastal water quality goals. **Estuaries**, v. 25, p. 656–676.
- HUNT, J. & SIMMONS, L. W. 1997. Patterns of fluctuating asymmetry in beetle horns: an experimental examination of the honest signal hypothesis. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 41, p. 109–114.

- HUNT, J. & SIMMONS, L.W. 1998. Patterns of parental provisioning covary with male morphology in a horned beetle (*Onthophagus taurus*) (Coleoptera: Scarabaeidae). **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v.42, p. 447–451.
- HUNT, J. & SIMMONS, L.W. 2000. Maternal and paternal effects on offspring phenotype in the dung beetle *Onthophagus taurus*. **Evolution**, v. 54, p. 936–941.
- HUNT, J. & SIMMONS, L. W. 2001. Status-dependent selection in the dimorphic beetle *Onthophagus taurus*. **Proceedings of the Royal Society of London**, v. 268, p. 2409–2414.
- HUNT, H.W.; WALL, D.H., 2002. Modeling the effects of loss of soil biodiversity on ecosystem function. **Global Change Biology**, v. 8, p. 33–50.
- HUXLEY, P.A. 1983. **Plant Research and Agroforestry**. ICRAF. Nairobi.
- INEGI, 2010. Censo de Población y Vivienda. Disponible em: <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/ccpv/cpv2010/default.aspx> Acceso em: 22 Nov de 2015.
- JANETOS, A.C. & KASPERSON, R. 2005. Synthesis: condition and trends in systems and services, trade-offs for human well-being, and implications for the future. In: HASSAN, R. M.; SCHOLLES, R. J.; ASH, N. (Ed.). **Ecosystems and human well-being: current state and trends: volume 1**. Washington, DC: Island Press, 2005. p. 827–834
- KARLEN, D.L.; MAUSBACH, M.J.; DORAN, J.W.; CLINE, R.G.; HARRIS, R.F.; SCHUMAN, G.E. 1997. Soil Quality: A concept, definition, and Framework for Evaluation. **Soil Science Society of America Journal**, v.61, p. 4–10.
- KREMEN, C. 2005. Managing for ecosystem services: what do we need to know about their ecology? **Ecology Letters**, v. 8, p. 468–479.
- KUDAVIDANAGE, E.P.; QIE, L.; LEE, J.S. H. 2012. Linking biodiversity and ecosystem functioning of dung beetles in south and

southeast Asian tropical rainforests. **Raffles Bulletin of Zoology**, v. 25, p.141–154.

LAVELLE, P.; DANGERFIELD, M.; FRAGROSO, C. 1994. The relationship between soil macrofauna and tropical soil fertility. In: SWIFT, M.J.; WOOMER, P. (Eds). **Tropical Soil Biology and Fertility**. Jhon Wiley Sayce. New York. p. 137–169.

LAVELLE, P.; BIGNELL, D.; LEPAGE, M.; WOLTERS, V.; ROGER, P.; INESON, P.; HEAL, O.W.; DHILLION, S. 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. **European Journal of Soil Biology**, v. 33, p. 159–193.

LAVELLE, P.; SPAIN, A.V. 2001. **Soil Ecology**. Kluwer Scientific Publications, Amsterdam, 691p.

LAVELLE, P.; DECAËNS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P. & ROSSI, J.P. Soil invertebrates and ecosystem services. 2006. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, p.S3–S15.

LOBRY DE BRUYN, L.A. 1997. The status of soil macrofauna as indicators of soil health to monitor the sustainability of Australian agricultural soils. **Ecology Economics**, v. 23, p. 167–178

LÓPEZ, G.I. 2000. **Producción, manejo y conservación de forrajes tropicales**. Memorias del Primer Congreso de Actualización de Prácticas Pecuarias del Trópico. Instituto Veracruzano para el Desarrollo Rural. Boca del Río, Veracruz, México. pp. 57–80.

LÓPEZ, C.C. 2008. **Uso actual, potencial y clasificación campesina de tierras agrícolas en la comunidad de Angostillo, Municipio de Paso de Ovejas, Veracruz, México**. Informe Técnico. Colegio de Postgraduados, Campus Veracruz. 42 p.

LOURENTE, E.R.P.; SILVA, R.F.; SILVA, D.A.; MARCHETTI, M.E.; MERCANTE, F. M. 2007. Macrofauna edáfica e sua interação com atributos químicos e físicos do solo sob diferentes sistemas de manejo. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 29, p. 17-22.

LUCK, G.W.; CHAN, K.M.A; FAY, J.P. 2009. Protecting ecosystem services and biodiversity in the world's watersheds. **Conservation Letters**, v. 2, p. 179–188.

LUMARET, J. & MARTÍNEZ, I.M. 2005. El impacto de productos veterinarios sobre insectos coprófagos: consecuencias sobre la degradación del estiércol en pastizales. **Acta Zoologica Mexicana**, v. 21, p. 137–148.

MA - MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2005. Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington, DC. p. 876.

MAASS, J.; BALVANERA, P.; CASTILLO, A.; DAILY, G.C.; MOONEY, H.A.; EHRlich, P.; QUESADA, M.; MIRANDA, A.; JARAMILLO, V.J.; GARCÍA-OLIVA, F.; MARTÍNEZ-YRIZAR, A.; COTLER, H.; LÓPEZ-BLANCO, J.; PÉREZ-JIMÉNEZ, A.; BÚRQUEZ, A.; TINOCO, C.; CEBALLOS, G.; BARRAZA, L.; AYALA, R.; J. SARUKHÁN. 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. **Ecology and Society**, v. 10, p. 1–23.

MANRÍQUEZ-MENDOZA, L.Y.; LÓPEZ-ORTIZ, S.; PÉREZ-HERNÁNDEZ, P., ORTEGA-JIMÉNEZ, E.; LÓPEZ-TECPOYOTL, Z.G.; VILLARRUEL-FUENTES, M. 2011. Agronomic and forage characteristics of *Guazuma ulmifolia* Lam. **Tropical and Subtropical Agroecosystems**, v.14, p. 453–463.

MARTÍNEZ, I. M.; LUMARET, J. ; CRUZ, M. R. 2001. Suspected side effects of a herbicide on dung beetle populations (Coleoptera: Scarabaeidae). **Life Sciences**, v. 324, p. 989–994.

MARTÍNEZ, N.J.; GARCÍA, H., PULIDO, L. A.; OSPINO, D.; NARVAEZ, J.C. 2009. Escarabajos Coprófagos (Coleoptera: Scarabaeinae) de la Vertiente Noroccidental, Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. **Neotropical Entomology**, v.38, p. 708–715.

MARTÍNEZ, M. I. & CRUZ, M.R. 2009. Suspected side effects of a herbicide on dung beetle populations (Coleoptera: Scarabaeidae). **Acta Zoologica Mexicana**, v. 25, p. 673–681.

- MATTHEWS, T. L. & WHITTAKER, R. J. 2014. Neutral theory and the species abundance distribution: recent developments and prospects for unifying niche and neutral perspectives. **Ecology and Evolution**, v. 4, p. 2263–2277.
- MAY, P. 2010. Apresentação da segunda edição. In: MAY, P. (Org.). **Economia do meio ambiente: teoria e prática**. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, p. ix–xvi.
- MCGEOCH, M. A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biology Review**, v. 73, p.181–201.
- MIRANDA, C.H.B.; SANTOS, J.C.C.; BIANCHIN, I. 1998. Contribuição de *Onthophagus gazella* à melhoria da fertilidade do solo pelo enterrio de massa fecal bovina fresca. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 27, p.681–685.
- MITTAL, I.C. 1993. Natural manuring and soil conditioning by dung beetles. **Tropical Ecology**, v. 34, p. 150–159.
- MOCZEK, A. P. 1998. Horn polyphenism in the beetle *Onthophagus taurus*: larval diet quality and plasticity in parental investment determine adult body size and male horn morphology. **Behavioral Ecology**, v. 9, p. 636–641.
- MOCZEK, A. P. 2000. Allometric plasticity in a polyphenic beetle. **Ecological Entomology**, v. 27, p. 58–67.
- MOLLES, M. **Ecology: concepts and applications**. New York: Mc Graw Hill Higher Education, 2008. p. 527.
- MONTAÑO, M.A.C.; VELÁZQUEZ, L.R.S.; LÓPEZ, M.R.P.; GUZMÁN, R.C. 2003. Calidad y potencial forrajero de especies del bosque tropical caducifolio de la Sierra de Manantlán, México. **Agrociencia**, v. 37, p. 203–210.
- MYERS, N. 1996. Environmental services of biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Science**, v. 93, p. 2764–2769.
- NADELHOFFER, K.J.; EMMETT, B.A.; GUNDERSEN, P.; KJUNNAS, O.J.; KOOPMANSK, C.J.; SCHLPPI, P.; TIETEMAK, A.;

MONTAÑO, M.A.C.; VELÁZQUEZ, L.R.S.; LÓPEZ, M.R.P.; GUZMÁN, R.C. (2003) Calidad y potencial forrajero de especies del bosque tropical caducifolio de la Sierra de Manantlán, México. **Agrociencia**, v. 37, p. 203–210.

NAEEM, S.; BUNKER, D.E.; HECTOR, A.; LOREAU, M.; PERRINGS, C. (Eds). 2009. **Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing**. Oxford University Press, p.384.

NAEEM, S. & WRIGHT, J.P. 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: Deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. **Ecology Letters**, v. 6, p. 567–79.

NAVARRETE, D. & HALFFTER, G. 2008. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) diversity in continuous forest, forest fragments and cattle pastures in a landscape of Chiapas, México: the effects of anthropogenic changes. **Biodiversity Conservation**, v. 17, p. 2869–2898.

NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIS, A. L.; ESCOBAR F.; FAVILA, M.; VULINEC, K. 2007. The Scarabaeinae Research Network Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation**, v. 137, p.1–19.

NICHOLS, E.; SPECTOR, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMÉZQUITA, S. & FAVILA, M. E. 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**, v. 141, p. 1461–1474.

NORTHCLIFF, S. 2009. The Soil: Nature, Sustainable Use, Management, and Protection. An Overview. **Gaia-Ecological Perspectives for Science and Society**, v. 18, p. 58–68.

PETCHEY, O.L. & GASTON, K.J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, p. 741–58.

PHILLIPS, D.A.; FERRIS, H.; COOK, D.R.; STRONG, D. R. 2003. Molecular control points in rhizosphere food webs. **Ecology** 84, p. 816–826.

PRIMACK, R.B. & RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina, Editora Planta, 2001. p.327.

QUÉTIER, F.; TAPPELLA, G.; CONTI, D.; CÁCERES; DÍAZ, S. 2007. Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. **Gaceta Ecológica**, v. 84-85, p.17–26.

QUIJAS, S.; SCHMID, B.; BALVANERA, P. 2010. Plant diversity enhances provision of ecosystem services: a new synthesis. **Basic and Applied Ecology**, v. 11, p.582–593.

RICKLEFS, R. E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. **Science**, v. 235, p. 167–171.

RIDSDILL-SMITH, T. J. 1981. Some effects of three species of dung beetles (Coleoptera; Scarabaeidae) in south-western Australia on the survival of the bush fly, *Musca vetustissima* Walker (Diptera: Muscidae), in dung pads. **Bulletin of Entomological Research**, v. 71, n. 3, p. 425–433.

RIDSDILL-SMITH, T. J.; HAYLES, L. 1990. Stages of bush fly, *Musca vetustissima* (Diptera: Muscidae), killed by scarabaeine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) in unfavourable cattle dung. **Bulletin of Entomological Research**, Cambridge, v. 80, p. 473–478.

ROMERO, N.F. 1994. **Alimento seus pastos com seus animais**. Guaíba: Agropecuária, pp. 106.

RUIZ, N.; MATHIEU, J.; CÉLINI, L.; ROLLARD, C.; HOMMAY, G.; IORIO, E.; LAVELLE, P. 2011. IBQS: a synthetic index of soil quality based on soil macro-invertebrate communities. **Soil Biology Biochemistry**, v. 43, p. 2032–2045.

SANTOS, R. D.; LEMOS, R. C.; SNATOS, H. G.; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C. 2005. **Manual de descrição de coleta de solo no campo**. 5. ed. Viçosa: Folha de Viçosa, p.52.

SCHJØNNING, P.; ELMHOLT, S., CHRISTENSEN, B.T.; **Managing soil quality: challenges in modern agriculture**, CAB International, Cambridge, 2004, p.338.

SCHLESINGER, W.H., 1997. **Biogeochemistry: analysis of global Change**. Second ed. Academic Press. p. 558.

SCHMIDT, V.D. B. & TURNES, V.A. 2002. Novas iniciativas de desenvolvimento em Santa Catarina: agroindustrialização em rede - desenvolver. IN: **Inovação nas tradições da agricultura familiar**. LIMA, D. M. A.; WILKINSON J. (Org.). Brasília: CNPQ/Paralelo 15, 56p.

SCHOOLMEESTERS, P., DAVIS, A.L.V., EDMONDS, W.D., GILL, B., MANN, D., MORETTO, P., PRICE, D., REID, C., SPECTOR, S.; VAZ-DE-MELLO, F.Z. 2015. **ScarabNet Global Taxon Database**.version 1.5. <http://216.73.243.70/scarabnet/results.htm> (último acesso em 18/04/2015).

SECRETARÍA DE AGRICULTURA, GANADERÍA, DESARROLLO RURAL, PESCA Y ALIMENTACIÓN – SAGARPA. 2012a. México: el sector agropecuario ante el desafío del cambio climático. 428p.

SECRETARÍA DE AGRICULTURA, GANADERÍA, DESARROLLO RURAL, PESCA Y ALIMENTACIÓN – SAGARPA. 2012b. Programa nacional pecuario 2007-2012. 42p. Disponível em: <http://www.sagarpa.gob.mx/ganaderia/Publicaciones/Lists/Programa%20Nacional%20Pecuario/Attachments/1/PNP260907.pdf> Acesso em: 23 de Jan de 2015.

SERVICIO DE INFORMACIÓN AGROALIMENTARIA Y PESQUERA (SIAP). 2014. Disponível em: <http://www.siap.gob.mx/> Acesso em: 20 Nov. 2015.

SHELDRIK, W.; SYERS, J.K.; LINGARD, J. 2003. Contribution of livestock excreta to nutrient balances. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 66, p. 119–131.

SILVA, R.J.; DINIZI, S.; VAZ-DE-MELLO, F.Z. 2010. Heterogeneidade do Habitat, Riqueza e Estrutura da Assembléia de Besouros Rola-Bostas (Scarabaeidae: Scarabaeinae) em Áreas de

Cerrado na Chapada dos Parecis, MT. **Neotropical Entomology**, v 39, p.934–940.

SILVA, R.J.; COLETTI, F.; COSTA, D.A.; VAZ-DE-MELLO, F.Z. 2014. Rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) de florestas e pastagens no sudoeste da Amazônia brasileira: Levantamento de espécies e guildas alimentares. **Acta Amazônica**, v. 44, p. 345–352.

SILVA, R. J.; RIBEIRO, H. V.; SOUZA, M. F.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. 2015. Influência da granulometria do solo na estrutura de guildas funcionais de besouros rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) em florestas semidecíduais no estado do Mato Grosso, Brasil. **Bioscience Journal**, v. 31, p. 601–612.

SILVA, S.C. & NASCIMENTO JUNIOR, D. 2007. Avanços na pesquisa com plantas forrageiras tropicais em pastagens: características morfofisiológicas e manejo do pastejo. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.36, p. 122–138.

SILVESTRO, M.L.; ABRAMOVAY, R.; MELLO, M.A.; DORIGON, C.; BALDISSERA, I.T. **Os impasses sociais da sucessão hereditária na agricultura familiar**. Florianópolis: Epagri; Brasília: NEAD/Ministério do Desenvolvimento Agrário, 2001.p.145.

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

SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA (SSSA). 1997. Glossary of Soil Science Terms. 1996. Madison WI. Soil Science Society of America Inc., p.139.

SOLOMON, M. E. 1980. **Dinâmica de populações**. São Paulo: EPU., p.78.

SORIO JUNIOR, H. 2003. **Pastoreio Voisin: teorias – práticas – vivências**. Passo Fundo: UPF Editora, p.408.

SOWIG, P. 1995. Habitat selection and offspring survival rate in three paracoprid dung beetles: the influence of soil type and soil moisture. **Ecography**, v.18, p. 147–154.

SPECTOR, S. 2006. Scarabaeine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): an invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. **The Coleopterists Bulletin**, v. 5, p. 71–83.

SPECTOR, S.; AYZAMA, S. 2003. Rapid turnover and edge effects in dung beetle assemblages (Scarabaeidae) at a Bolivian Neotropical forest–savanna ecotone. **Biotropica**, v. 35, p. 394–404.

SWIFT, M.J. 1997. Soil biodiversity, agricultural intensification and agroecosystem function. **Applied Soil Ecology**, v. 6, p.1–108

SWINTON, S.M.; LUPI, F.; ROBERTSON, G.P.; LANDIS, D.A., 2006. Ecosystem services from agriculture: looking beyond the usual suspects. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 88, p.1160–1166.

TEDESCO, J.C. **Agricultura Familiar Realidades e perspectivas**, 2. Ed. Passo Fundo: EDIUPF, 1999. p. 406

TIEDJE, J.M.; CHO, J.C.; MURRAY, A.; TEVES, D.; XIA, B.; ZHOU, J. 2001. Soil teeming with life: new frontiers to soil science. In: REES, R.M.; BALL, B.C.; CAMPBELL, C.D.; WATSON, C.A. (Eds.), **Sustainable Management of Soil Organic Matter**. CAB International, Wallingford, p. 393–412.

TILMAN, D.; REICH, P.B.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; MIELKE, T.; LEHMAN, C. 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. **Science**, v.294, p. 843–845.

TREJO, I. 2005. Análisis de la diversidad de la selva baja caducifolia en México. In: HAFFTER, G.; SOBERÓN, J.; KOLEFF P.; MELIC, A. **Sobre diversidad biológica: El significado de las diversidades: alfa, beta y gamma**. Monografías tercer milenio, v. 4, p.11–122.

VOISIN, A. 1967a. **Dinâmica de los Pastos**. Madrid: Tecnos, p. 432.

VOISIN, A. 1967b. **Productividad de la hierba**. Madrid: Tecnos, p. 499.

WALKER, B.; HOLLING, C.S.; CARPENTER, S.R. & KINZIG, A. 2004. Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. **Ecology and Society**, v. 9, p. 1–19.

WALL, D.H. & VIRGINIA, R.A. 2000. The world beneath our feet: soil biodiversity and ecosystem functioning. In RAVEN, P.H., ed. **Nature and human society: the quest for a sustainable world**. Washington, DC: National Academies Press, p. 225–241.

WILSON, H.F. & XENOPOULOS, M.A. 2011. Nutrient recycling by fish in streams long a gradient of agricultural land use. **Global Change Biology**, v. 17, p. 130–139.

WOLTERS, V. 2001. Biodiversity of soil animals and its function, **European Journal of Soil Biology**, v. 37, p. 221–227.

WOOD, S.; SEBASTIAN, K.; SCHERR, S.J. 2000. **Agroecosystems. Pilot Analysis of Global Ecosystems**. IFPRI and WRI, Washington DC, 345p.

WRIGHT, R.F. 1999. Nitrogen Deposition Makes a Minor Contribution to C Sequestration in Temperate Forests. **Nature**, v. 398, p. 145–148.

ANEXO



Massa fecal com atividade de besouros após 24 horas de exposição



Massa fecal com atividade de besouros após 48 horas de exposição



Massa fecal com atividade de besouros após 72 horas de exposição



Atividade dos besouros no solo após 48 horas de exposição da massa fecal



Galerias construídas por besouros escarabêneos abaixo da massa fecal

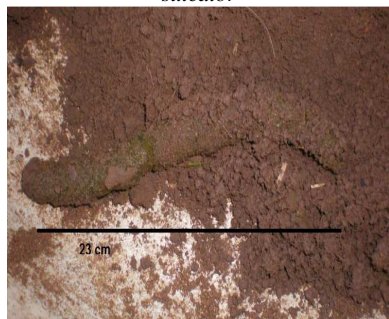




Galerias construídas no solo por *O. sulcator*



Massa fecal (esterco bovino) incorporado ao solo por besouros escarabeíneos



Massa fecal (esterco bovino) incorporado ao solo por *O. sulcator*



Tunéis formados pelos besouros escarabeíneos no solo

