

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**MACROFAUNA EDÁFICA E DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA
EM CAATINGA ARBÓREA SUBMETIDA A MANEJO FLORESTAL**

PRISCILA SILVA MATOS

VITÓRIA DA CONQUISTA
BAHIA - BRASIL
MARÇO - 2017

PRISCILA SILVA MATOS

**MACROFAUNA EDÁFICA E DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA
EM CAATINGA ARBÓREA SUBMETIDA A MANEJO FLORESTAL**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Patrícia A. Bittencourt Barreto (UESB)

VITÓRIA DA CONQUISTA
BAHIA - BRASIL
MARÇO - 2017

PRISCILA SILVA MATOS

**MACROFAUNA EDÁFICA E DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA
EM CAATINGA ARBÓREA SUBMETIDA A MANEJO FLORESTAL**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 02 de março de 2017.

Comissão Examinadora:

Dr. Rafael Nogueira Scoriza (D.Sc., Agronomia) – PDJ/CNPq

Prof. Alessandro de Paula (D.Sc., Ecologia e Recursos Naturais) – UESB

Prof. Odair Lacerda Lemos (D.Sc., Agronomia) – UESB

Prof^a. Patrícia Anjos Bittencourt Barreto-Garcia (D.Sc., Produção Vegetal) – UESB
Orientadora

AGRADECIMENTOS

A DEUS, por ter me concedido essa dádiva.

À minha família, que sempre contribuiu para a minha educação e mesmo longe, esteve sempre presente.

À Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, em especial, ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, pela oportunidade concedida.

À FAPESB, pela concessão da bolsa de estudos.

À professora Patrícia A. Bittencourt Barreto-Garcia, pela orientação, ensinamento e contribuição para a realização e finalização deste trabalho.

Ao Dr. Rafael Nogueira Scoriza, pela coorientação e paciência.

Aos professores Alessandro de Paula e Odair Lacerda Lemos, por aceitarem participar da banca examinadora.

Ao Dr. Paulo Monroe, pelo apoio concedido.

Aos Gerentes e demais funcionários ligados à FLONA-Contendas do Sincorá, por fornecerem todo o auxílio necessário para a execução desse trabalho.

A todos os professores do curso de Pós-Graduação de Ciências florestais, por toda a contribuição à minha formação acadêmica.

Às orientadas da Professora Patrícia: ARIANE, Mariana, Vanessa, Jhuly, Franciely e Suelen, pelo apoio em campo e laboratório.

A todos os colegas de mestrado, pelo apoio e as horas de estudos em grupo.

A Mayda e Wallasca, pela amizade e companheirismo durante esse período.

À secretária Fabrícia, por todo auxílio prestado.

A todos aqueles que contribuíram para a realização deste trabalho.

MUITO OBRIGADA!

SÚMARIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	8
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1. BIOMA CAATINGA	3
2.2. MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL.....	4
2.3. MACROFAUNA EDÁFICA COMO INDICADORA DE SUSTENTABILIDADE	5
2.4. DECOMPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA COMO INDICADORA DE SUSTENTABILIDADE.....	7
ARTIGO 1:	9
MACROFAUNA EDÁFICA EM CAATINGA ARBÓREA SUBMETIDA A MANEJO FLORESTAL	10
RESUMO	10
ABSTRACT	10
INTRODUÇÃO	11
MATERIAL E MÉTODOS	12
CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	12
AMOSTRAGEM DE SOLO	14
ANÁLISE DOS DADOS	15
RESULTADOS	16
RIQUEZA E DIVERSIDADE DA FAUNA EDÁFICA	16
SIMILARIDADE ENTRE TRATAMENTOS	18
DISCUSSÃO	22
RIQUEZA E DIVERSIDADE DA FAUNA EDÁFICA.....	22
SIMILARIDADE ENTRE TRATAMENTOS	25
CONCLUSÕES	27
REFERÊNCIAS	288
ARTIGO 2:	33
DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA FOLIAR EM CAATINGA SUBMETIDA A MANEJO FLORESTAL	34
RESUMO	34
ABSTRACT	34
INTRODUÇÃO	34
MATERIAL E MÉTODOS	35
CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	35
ESTOQUE DE SERAPILHEIRA.....	37
DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA FOLIAR	37
RESULTADOS E DISCUSSÃO	38

ESTOQUE DE SERAPILHEIRA.....	38
DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA FOLIAR	40
CONCLUSÕES	422
REFERÊNCIAS.....	422
3. CONCLUSÕES GERAIS	46
4.REFERÊNCIAS.....	47

RESUMO

MATOS, Priscila Silva, M.Sc., Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, fevereiro de 2017. **Macrofauna edáfica e decomposição da serapilheira em Caatinga arbórea submetida a manejo florestal.** Orientadora: Patrícia Anjos Bittencourt Barreto-Garcia.

O manejo florestal sustentável é considerado a alternativa mais viável de uso da Caatinga, por favorecer a minimização dos impactos negativos e a conservação do bioma. Entretanto, nem sempre a escolha do tipo de manejo leva em consideração as condições específicas do ecossistema. Assim, o conhecimento dos efeitos de diferentes tipos de manejo florestal sobre atributos do solo pode contribuir para a seleção de práticas mais adequadas à realidade do bioma Caatinga. O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de diferentes práticas de manejo florestal sobre a comunidade da macrofauna do solo e decomposição da serapilheira foliar em Caatinga arbórea, no estado da Bahia. O estudo foi realizado em área de Caatinga arbórea, localizada na Floresta Nacional Contendas do Sincorá-BA. A área experimental foi constituída de três condições de manejo (corte raso, corte seletivo por diâmetro e corte seletivo por espécie) e uma condição de Caatinga não manejada, que foi utilizada como testemunha. Foram demarcadas 32 (trinta e duas) parcelas de 20 m x 20 m, que compuseram oito repetições de cada um dos tratamentos. A macrofauna foi amostrada pelo método “*Tropical Soil Biology and Fertility*”, em duas épocas do ano. A decomposição foi avaliada pelo método dos *litterbags*, por um período de oito meses. A macrofauna do solo foi sensível à variação sazonal e aos diferentes sistemas de manejo florestal. Os cortes seletivos mostraram-se sistemas mais conservacionistas de uso da Caatinga, possibilitando a manutenção do número de indivíduos e de grupos da macrofauna edáfica em relação à testemunha. Dentre estes, o corte seletivo por espécie foi o mais favorável à manutenção biológica do solo, apresentando maior densidade e diversidade da macrofauna do solo. A taxa de decomposição da serapilheira foliar foi influenciada pelos diferentes tipos de manejo, mostrando-se superior no corte seletivo por espécie e na testemunha, em relação aos demais manejos.

Palavras-chave: Indicadores de sustentabilidade; organismos do solo; Semiárido Nordeste.

ABSTRACT

MATOS, Priscila Silva, M.Sc., Universidade Estadual do Sul da Bahia (UESB), February, 2017. Edaphic **Macrofauna and the litter's decomposition in the arborea Caatinga submitted to the forest management**. Advisor: Patrícia Anjos Bittencourt Barreto-Garcia.

Sustainable forest management is considered the most viable alternative to the use of Caatinga, since it favours the minimization of negative impacts and the conservation of the biome. However, choosing the management's type does not always take into consideration the specific conditions from the ecosystem. Thus, knowing about the effects of the different types of forest management on soil attributes can be helpful when it comes to the selection of practices that are more appropriate for the reality of the Caatinga biome. This work aimed to evaluate the outcome from different practices of forest management with the soil's macrofauna community and the decomposition of the litter leaf in arborea Caatinga, in the state of Bahia. The study was carried out in an area of arborea Caatinga located in Contendas do Sincorá-Ba, a National Forest. The experimental area included three management conditions (shallow cutting, selective cutting by diameter and selective cutting by species) and a non-handled Caatinga's condition that has been used as a control. 32 pieces of 20 m x 20 m each have been demarcated, which were repeated eight times by each one of the treatments. The process of collecting samples from the macrofauna was based on a method called "Tropical Soil Biology and Fertility", during two different seasons. The decomposition was evaluated using the litterbags method, for a period of eight months. The soil's macrofauna has been sensitive to the seasonal variation and to the different forest management systems. The selective cuttings have proved to be more conservative systems when it comes to using the Caatinga, allowing the maintenance of the number of individuals and groups from the edaphic macrofauna compared to the control. Among these, the selective cutting by species was the most favorable to the biological maintenance of the soil, presenting higher density and diversity of the soil's macrofauna. The litter leaf decomposition rate was influenced by the different types of management, showing to be superior in the selective cutting by species and in the control, in relation to other managements.

Keywords: Sustainability Indicators, soil organisms, Northeast semiarid.

1. INTRODUÇÃO GERAL

A exploração indiscriminada de madeira de florestas nativas tem aumentado ao longo dos anos no Brasil e, particularmente, na região Nordeste. Estima-se que mais de 200.000 km² de matas naturais da Caatinga nordestina foram substituídas por culturas agrícolas e/ou pastagens (SILVA et al., 2009). O desmatamento representa em torno de 46 % da área total deste bioma (SEYFFARTH, 2012). A madeira retirada com a exploração da Caatinga normalmente é utilizada como lenha e carvão para uso doméstico e industrial (SILVA et al., 2009).

A Caatinga ocupa 11 % do território nacional (SCHISTEK, 2012) e se destaca por ser o único complexo florestal tipicamente brasileiro. No entanto, cientificamente, é o menos conhecido e vem sendo tratado sem prioridade, não obstante ser um dos biomas mais ameaçados em decorrência do uso inadequado e insustentável dos seus solos e recursos naturais (TABARELLI; SILVA, 2004).

A exploração desses recursos se dá basicamente de três maneiras: o desmatamento ilegal, a supressão de vegetação, que prevê o uso alternativo do solo para abertura de áreas para a agropecuária, e o manejo florestal sustentável (MFS), autorizado pelos órgãos competentes (GOMES et al., 2013).

O MFS, que é regulamentado por lei, é considerado a alternativa mais viável de uso da Caatinga, por favorecer a minimização dos impactos e a conservação do bioma, já que permite atender à demanda por lenha e carvão a partir da regeneração natural do ecossistema (SAMPAIO; MENEZES, 2002). Entretanto, a sustentabilidade relacionada às atividades de exploração em florestas tropicais é passível de questionamentos, pois geralmente o volume de madeira retirado não leva em consideração a condição específica da região explorada. Ou seja, não se considera que a manutenção da regeneração natural varia não apenas em função do conjunto de manejo adotado, mas também em relação ao sítio e condições da vegetação. Assim, o conhecimento sobre o tipo de manejo florestal que mais se adequa à realidade do bioma caatinga é fundamental para que este manejo não venha a comprometer a fertilidade do solo e produtividade do ecossistema.

A utilização de bioindicadores (organismos vivos) para mensurar mudanças em atributos do meio ambiente, como a qualidade do solo, produtividade, resiliência,

estabilidade e equitabilidade da vegetação, permite avaliar a sustentabilidade dos ecossistemas nativos. Dentre os atributos de qualidade do solo, a fauna edáfica é considerada um indicador sensível de alterações do ecossistema, visto que qualquer modificação na vegetação pode ocasionar alterações na qualidade biológica do solo (BARETTA et al., 2011).

Além da fauna do solo, a decomposição da serapilheira também tem sido utilizada como indicador de sustentabilidade em ecossistemas florestais, uma vez que a velocidade de decomposição da serapilheira controla a oferta de nutrientes orgânicos (HAAG, 1987; PEGADO et al., 2008) e minerais para a própria vegetação (COSTA et al., 2005; ANDIVIA et al., 2010; TEIXEIRA et al., 2012; GODINHO et al., 2013). Desse modo, o conhecimento sobre a decomposição da serapilheira pode contribuir para o entendimento das propriedades ecológicas e dos fatores limitantes à manutenção de ecossistemas florestais.

Apesar da existência de diversos estudos que avaliam a fauna edáfica (SILVA et al., 2008; MENEZES et al., 2009; VICENTI et al., 2010; SCORIZA; CORREIA, 2016) e a decomposição da serapilheira (NUNES; PINTO, 2012; FERREIRA et al., 2014) em diferentes ecossistemas florestais nativos no Brasil, ainda são inexistentes aqueles relacionados à avaliação destes componentes como indicadores de sustentabilidade em Caatinga submetida a diferentes tipos de manejo florestal.

Nesse contexto, assume-se no presente trabalho a hipótese de que diferentes tipos de manejo florestal influenciam a macrofauna edáfica e a decomposição da serapilheira em diferentes magnitudes. Diante do exposto, este estudo teve como objetivo avaliar o efeito de três diferentes práticas de manejo florestal sobre a comunidade da macrofauna do solo e sobre a decomposição da serapilheira foliar em Caatinga arbórea, no estado da Bahia.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Bioma Caatinga

A Caatinga se destaca entre os biomas brasileiros, por ser considerado o único que ocorre exclusivamente dentro do território nacional. Para Kiill et al. (2009), grande parte do patrimônio biológico desse ecossistema não é encontrado em nenhum outro lugar do mundo. A denominação do bioma faz referência à paisagem desta região que é dominada pela mata branca ou, na língua indígena, “caatinga”. (ARAÚJO FILHO, 2013; CAVALCANTE, 2013).

Essa formação vegetal está presente nos estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Piauí e também na parte nordestina de Minas Gerais, no vale do Jequitinhonha (LEAL et al., 2005). Na região Nordeste, ocupa uma área de aproximadamente 844 mil km², o que corresponde a 54% do território da região e 11% do país (SILVA, 2006), estando limitada a leste e oeste pelas florestas Atlântica e Amazônica, respectivamente, e ao sul pelo Cerrado (LEAL et al., 2005). Está compreendida entre os paralelos de 2° 54'S a 17° 21'S e entre a Linha do Equador e o Trópico de Capricórnio (SAMPAIO, 2010). A área ocupada pela Caatinga corresponde a cerca de 40 % da área original (SILVA; SAMPAIO, 2008). Entretanto, mesmo assim constitui o terceiro maior bioma do Brasil (MOURA, 2007).

A vegetação da Caatinga, em resposta aos períodos de estiagem característicos do clima semiárido, apresenta uma grande diversidade de fitofisionomias. Caracteriza-se, em geral, por uma vegetação xerófitica, espinhosa em fitofisionomias decíduas, com uma camada herbácea sazonal, além de possuir espécies com adaptações morfológicas e/ou fisiológicas, em condições de aridez, como a redução de área foliar, senescência, mecanismos de fechamento dos estômatos e controle osmótico, que permitem a sobrevivência em períodos de seca, comuns na região (SILVA et al., 2004). Além disso, essa vegetação possui características próprias, como sua abundante rebrota, alta resiliência e rápida resposta às chuvas, que favorecem o manejo por talhadia em ciclos curtos (RIEGELHAUPT et al., 2010).

O bioma está condicionado a chuvas concentradas em um único período, com duração que varia de três a cinco meses (DRUMOND et al., 2000). Frequentemente é exposto a dois períodos secos anuais, com um longo déficit hídrico seguido de chuvas intermitentes, e outro com seca curta seguido de chuvas torrenciais que podem faltar durante anos. As temperaturas são altas e pouco variáveis, espacial e temporalmente, com médias anuais entre 25 e 30 °C, sendo que entre os meses mais frios e quentes, a diferença média é de poucos graus (SAMPAIO, 2010).

Os solos do semiárido são, geralmente, pouco intemperizados e rasos, com baixa produção de fitomassa. Têm sido severamente alterados pelo superpastoreio pecuário, desmatamento ilegal, incêndios, períodos inapropriados de pousio, sistemas agrícolas extrativistas e corte da madeira para produção de lenha (ARAÚJO et al., 2010).

O recurso madeireiro da Caatinga é explorado principalmente de forma ilegal e insustentável, representando 80 % da produção de lenha e carvão (RIEGELHAUPT; PAREYN, 2010; MMA, 2016). A lenha normalmente representa uma considerável fonte de renda e emprego, particularmente para pequenos produtores (GOMES et al., 2013). Com isso, a maior parte da vegetação original da Caatinga, em torno de 60 a 70 %, já foi modificada (ARAÚJO FILHO, 2013), tornando este bioma um dos mais ameaçados pelo uso intempestivo dos seus recursos naturais.

A exploração dos recursos florestais da Caatinga se dá de três maneiras: a supressão de vegetação, que prevê o uso alternativo do solo para abertura de áreas para agropecuária, o manejo florestal autorizado pelos órgãos competentes e o desmatamento ilegal (GOMES et al., 2013).

2.2. Manejo Florestal Sustentável

O manejo florestal sustentável (MFS) está previsto na legislação em vigor, mais especificamente no Código Florestal do Brasil, Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 (BRASIL, 2012). De acordo com esta lei, o MFS corresponde à administração da vegetação natural para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo e considerando-se, cumulativa ou alternativamente, a utilização de

múltiplas espécies madeireiras ou não, de múltiplos produtos e subprodutos da flora, bem como a utilização de outros bens e serviços (BRASIL, 2012).

Apesar de ser regulamentada por uma lei federal, a competência pela gestão dos recursos florestais, incluindo o seu manejo, passou a ser dos Estados, através dos seus órgãos de meio ambiente. Isso foi estabelecido por força da Lei nº 11.284/2006, que foi retificada pela Lei Complementar nº 140, de 8 de dezembro de 2011, que fixa as competências dos entes federativos nas ações administrativas relativas ao meio ambiente (BRASIL, 2011).

A prática do manejo da vegetação nativa fundamenta-se nas propriedades de resistência e resiliência da comunidade, ou seja, na forma como a comunidade reage à perturbação e nos processos que ocorrem para a sua recuperação (SMITH; SMITH, 2001). A Caatinga é considerada bastante resiliente (SAMPAIO; MENEZES, 2002), o que justifica a adoção de sistemas de manejo florestal nesse bioma.

O nível de intervenção do manejo florestal de um ecossistema não pode ultrapassar a sua capacidade de suporte e sustentabilidade. Por essa razão, a viabilidade do manejo deve basear-se no potencial existente na floresta, de modo a possibilitar a obtenção da maior produção sustentável do ponto de vista econômico, social e ambiental (SCHNEIDER; FINGER, 2000).

Diferentes estratégias de manejo costumam ser adotadas na Caatinga, podendo-se destacar o corte raso de unidades de manejo intercaladas e os cortes seletivos por diâmetro (corte dos indivíduos com diâmetro à altura do peito superior a cinco centímetros) e por espécie (MMA, 2008). Este último tipo de corte ainda é pouco adotado no bioma Caatinga, constituindo, portanto, proposta inovadora de manejo para este bioma. De acordo com Imai et al., (2012), ainda que cause distúrbios, este tipo de manejo contribui para a manutenção da riqueza de espécies e colonização de pioneiras. Adicionalmente, concilia a exploração de madeiras tropicais de alto valor com o processo de regeneração natural (ZIMMERMAN; KORMOS, 2012).

2.3. Macrofauna Edáfica como Indicadora de Sustentabilidade

Os organismos da macrofauna do solo consistem de invertebrados que são visíveis a olho nu, cujo diâmetro do corpo geralmente é maior que 2 mm ou 1 cm de comprimento, e que vivem dentro do solo ou na sua superfície (serapilheira, troncos podres) ou que passam uma importante fase de seu ciclo de vida sobre ou dentro do solo (CORREIA; OLIVEIRA, 2000; BROWN et al., 2009; BARETTA et al., 2011).

Os macroinvertebrados edáficos são os mais conhecidos e estudados, sendo encontrados mais de 20 grupos taxonômicos, tais como: formigas (Hymenoptera: Formicidae), cupins (Isoptera), besouros (Coleóptera), minhocas (Oligochaeta), aranhas (Araneae), piolhos-de-cobra ou milipéias (Diplopoda), centopeias ou lacraias (Chilopoda), grilos (Orthoptera), opiliões (Opiliones), baratas (Blattodea), tatuzinhos (Isopoda), larvas de dípteros (Diptera), percevejos (Hemiptera), cigarras (Homoptera), pseudoescorpiões (Pseudoscorpiones), escorpiões (Scorpiones), caracóis e lesmas (Gastropoda), entre outros (LAVELLE; SPAIN, 2001; BROWN et al., 2009; MOREIRA et al., 2010; BARETTA et al., 2011).

De acordo com a função que desempenham nos ecossistemas terrestres, os macroinvertebrados edáficos podem ser divididos em: detritívoros (transformadores de serapilheira), que fragmentam o material vegetal ou animal e podem regular a ação de micro-organismos, sendo representados por milipéias (Diplopoda), tatuzinhos (Isopoda) e minhocas anécicas e endogéicas (Oligochaeta), entre outros; geófagos, aqueles que se alimentam de quantidades de húmus e de solo mineral, como é o caso de cupins húmívoros (Isoptera), e minhocas endogéicas (Oligochaeta); predadores, aqueles que se alimentam de indivíduos vivos (presas) e mantêm o equilíbrio biológico, sendo os mais comuns as aranhas (Araneae), os escorpiões (Scorpiones), os pseudoescorpiões (Pseudoscorpiones) e as centopeias (Chilopoda); e, finalmente, os onívoros, que se alimentam de fonte variada de alimento, representados por grilos (Orthoptera), larvas de insetos (Diptera), formigas (Hymenoptera: Formicidae), cupins (Isoptera), besouros (Coleóptera) e cigarras (Homoptera), todos muito importantes em processos ecológicos do solo (CORREIA; OLIVEIRA, 2000; LAVELLE; SPAIN, 2001; BROWN et al., 2009).

Admite-se que alterações nos ecossistemas florestais, por meio de intervenções naturais e/ou antrópicas, podem provocar desequilíbrio na comunidade de macroinvertebrados edáficos, influenciando sua abundância e diversidade,

causando, até mesmo, o desaparecimento de espécies endêmicas (DECAËNS et al., 2004; BARETTA et al., 2007).

A diversidade biológica do solo exerce significativa interação com a manutenção da sua capacidade produtiva, sendo fundamental aos processos de ciclagem de nutrientes, decomposição da serapilheira (MACHADO et al., 2015) e mineralização de resíduos orgânicos, favorecendo a disponibilidade de nutrientes (principalmente N) às plantas e até mesmo para outros indivíduos (LAVELLE; SPAIN, 2001).

Apesar da sua importância, ainda se conhece pouco das funções dos organismos do solo. No entanto, nos últimos anos, estudos foram realizados com o intuito de estabelecer melhor as funções dos organismos, evidenciando que a maior diversidade biológica estabelece um equilíbrio do solo por um período de tempo maior, sendo importante objeto de estudo em avaliação de qualidade do ambiente e da sustentabilidade do meio (LAVELLE et al., 2006).

Nessa perspectiva, uma comunidade de invertebrados edáficos mais abundante e diversa pode melhor contribuir em processos importantes que aumentam a fertilidade do solo, nos ecossistemas florestais. Isso ocorre porque a sua atividade no solo e na serapilheira, além de acelerar o processo de decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) e ciclagem de nutrientes, altera as propriedades físico-químicas do solo. Além disso, proporciona melhores condições de aeração e infiltração de água, favorecendo o crescimento radicular e a absorção de nutrientes pelas plantas, fundamentais à manutenção da produtividade primária (LAVELLE; SPAIN, 2001; BARETTA et al., 2011).

O tipo de manejo florestal adotado pode causar impacto na fauna do solo, uma vez que implica em mudança na configuração da vegetação, podendo afetar grandemente a abundância e diversidade desses invertebrados (BARETTA et al., 2007). A fauna do solo mostra-se sensível a modificações ocorridas no ambiente, tanto as biológicas, físicas e químicas, como resultantes das práticas de manejo do solo empregadas (BARETTA et al., 2011).

2.4. Decomposição de Serapilheira como Indicadora de Sustentabilidade

O estudo da decomposição da serapilheira é essencial para a caracterização dos padrões de ciclagem de nutrientes (GOLLEY, 1983), pois representa a principal

via do retorno de nutrientes e matéria orgânica à superfície do solo (PAGANO; DUNGAN, 2000), sendo um processo chave para a sustentação da fertilidade do mesmo. O mecanismo de decomposição é regulado, principalmente, por três grupos de variáveis: as características do material orgânico, que determinam sua degradabilidade; as condições do ambiente e a natureza da comunidade decompositora (ABER; MELILO, 1991).

A classificação climática e a qualidade da vegetação natural de cada bioma são os controladores mais bem conhecidos e, frequentemente, considerados os principais controladores das taxas de decomposição nos ecossistemas, sendo de grande importância para compreender os padrões de decomposição em escalas regionais (CUSACK et al., 2009). Já a temperatura, o índice pluviométrico, de umidade, a quantidade da serapilheira, a concentração de oxigênio do solo e as medidas da qualidade química da serapilheira podem ser considerados os mais importantes controladores diretos das taxas de decomposição em escalas locais, para a maioria dos ecossistemas (CHAPIN et al., 2002; WIEDER et al., 2009). Por sua vez, a comunidade local da fauna de solo, presente em micro-habitats, também é considerada importante controlador local da decomposição, por contribuir para o aumento das taxas de decomposição, já que facilita a acessibilidade de micro-organismos ao substrato orgânico fragmentado (VASCONCELOS; LAURANCE, 2005; VIVANCO; AUSTIN, 2008).

O manejo florestal pode influenciar no processo de decomposição da serapilheira de forma indireta, uma vez que mudanças na configuração da vegetação ocasionam modificações nas condições microambientais. Assim, a adoção de diferentes práticas de manejo pode controlar as condições de temperatura, umidade e outras variáveis microclimáticas em níveis que podem ser inadequados para a atividade microbiana, promovendo maiores ou menores taxas de decomposição (CHAPIN et al., 2002; COQ et al., 2011).

ARTIGO 1:

Macrofauna edáfica em Caatinga arbórea submetida a manejo florestal

*O artigo segue as normas da Revista Brasileira de
Ciência do Solo.*

MACROFAUNA EDÁFICA EM CAATINGA ARBÓREA SUBMETIDA A MANEJO FLORESTAL

RESUMO

O manejo florestal pode acarretar inúmeras modificações na composição e diversidade dos organismos do solo, em diferentes graus de intensidade de acordo com o nível de alteração do habitat. Nesse contexto, o objetivo desse estudo foi avaliar a influência de diferentes tipos de manejo florestal sobre a comunidade da macrofauna edáfica. O estudo foi realizado em área de Caatinga arbórea, localizada na Floresta Nacional Contendas do Sincorá-BA. A área experimental foi constituída de três condições de manejo (corte raso, corte seletivo por diâmetro a altura do peito (DAP) e corte seletivo por espécie) e uma condição de Caatinga não manejada, que foi utilizada como testemunha. A macrofauna foi amostrada pelo método “*Tropical Soil Biology and Fertility*”, em duas épocas do ano. Foram estimadas as densidades e o número do total de indivíduos, a riqueza total, a riqueza média e os índices de Shannon e de Pielou. A macrofauna do solo mostra-se sensível à variação sazonal e aos diferentes sistemas de manejo florestal. Os cortes seletivos mostram-se sistemas mais conservacionistas de uso da Caatinga. Dentre estes, o corte seletivo por espécie é o mais favorável à manutenção biológica do solo, já que apresenta maior densidade e diversidade da macrofauna do solo. Os grupos predominantes da fauna edáfica foram Isoptera, Formicidae, larvas de Coleóptera e Chilopoda.

Palavras-chave: Entomofauna; exploração sustentável; diversidade de insetos.

ABSTRACT

The forest management may result in numerous changes in the composition and diversity of soil organisms in different of intensity according to the level of habitat modification. In this context, this study aimed to evaluate the influence of different types of forest management on the edaphic macrofauna community. The study was carried out in an area of arborea Caatinga , located in Contendas do Sincorá – Ba, a National Forest. The experimental area included three management conditions (shallow cutting, selective cutting by diameter at breast height (DAP), selective cutting by species) and a non-handled Caatinga’s condition that has been used as a control. 32 pieces of 20m x 20m each have been demarcated, which were repeated eight times by each one of the treatments.. The samples collection from the macrofauna was

realized by the “Tropical Soil Biology and Fertility” method during two different seasons. The densities and total number of individuals, total wealth, average wealth and the rates of Shannon and Pielou were estimated. The soil’s macrofauna is sensitive to seasonal variation and to different forest management systems. The selective cuttings have proved to be more conservative systems when it comes to the using of the Caatinga. Among these, the selective cutting by species was the most favorable to the biological maintenance of the soil,, since it presents higher density and diversity of the soil’s macrofauna The predominant groups of edaphic fauna were Isoptera, Formicidae, Coleoptera larvae and Chilopoda.

Keywords: Entomofauna; Sustainable Exploration; Insect diversity.

INTRODUÇÃO

O bioma caatinga é considerado o único exclusivamente brasileiro, pois seus recursos biológicos não são encontrados em outro lugar do planeta (Drumond et al., 2012). Apesar disso, este bioma tem sido severamente desmatado nos últimos anos, principalmente em decorrência da retirada da madeira de forma extrativista para a produção de lenha, o que tem contribuído para o desequilíbrio e a degradação do ambiente (Thomaz et al., 2009).

O manejo florestal sustentável (MFS) está previsto na legislação em vigor (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012) (Brasil, 2012) e se constitui em importante alternativa para atender à demanda por dendrocombustíveis (lenha e carvão), além de favorecer a preservação das características ecológicas do meio ambiente. A implantação de um MFS possibilita o gerenciamento e planejamento do uso da floresta, permitindo analisar as melhores ações favoráveis social e ambientalmente.

A identificação do manejo mais adequado à realidade do bioma Caatinga é fundamental para a manutenção da sua capacidade de recuperação após intervenções antrópicas. Nessa perspectiva, a avaliação de indicadores de sustentabilidade como a comunidade de invertebrados do solo permite avaliar o nível de perturbação do ecossistema (Moço et al., 2005; Silva et al., 2006; Dias et al., 2007; Azevedo et al., 2008; Ribas et al., 2011) e, com isso, pode subsidiar a seleção de manejos mais apropriados.

A fauna edáfica possui uma intensa participação nos processos biológicos dos ecossistemas naturais (Machado et al., 2015). Mudanças na vegetação, especialmente aquelas relacionadas com a dinâmica da floresta, podem afetar grandemente a abundância e

diversidade de invertebrados do solo (Decaëns et al., 2004; Merlim et al., 2005; Salmon et al., 2006; Baretta et al., 2007). A remoção da vegetação, geralmente, resulta em um habitat mais simples, o que reduz imediatamente o suprimento e a diversidade de alimentos, e os locais de abrigo e reprodução (Silva et al., 2009). Além disso, nessa condição, a proteção da vegetação contra as variações do microclima é reduzida, resultando em alta insolação, temperaturas extremas do solo e baixa umidade, tornando o ambiente menos favorável para a sobrevivência e reprodução de organismos (Guerra et al., 1982). Assim, a sensibilidade dos invertebrados edáficos aos diferentes sistemas de manejo do solo reflete claramente o quanto uma prática pode ser considerada invasiva ou conservativa do ponto de vista da estrutura e fertilidade do solo.

Vários estudos publicados na última década têm demonstrado que para uma compreensão completa do funcionamento de um ecossistema é necessário considerar também a fauna do solo e seus efeitos sobre as interações que ocorrem acima do solo (Bever et al., 1997; Bardgett et al., 1998; Van Der Putten et al., 2001; Kostenko et al., 2012). No Brasil, em particular, foram desenvolvidos diversos trabalhos sobre a resposta da fauna edáfica à dinâmica da vegetação em diferentes biomas (Baretta et al., 2003; Merlim et al., 2005; Moço et al., 2005; Silva et al., 2006; Baretta et al., 2007; Silva et al., 2008; Menezes et al., 2009; Vicenti et al., 2010; Scoriza e Correia, 2016). Todavia ainda existem poucos registros de estudos sobre o tema no bioma Caatinga (Nunes et al., 2009; Hoffman et al., 2009; Nunes et al., 2012), especialmente em áreas de Caatinga submetida a manejo florestal (Araújo et al., 2009).

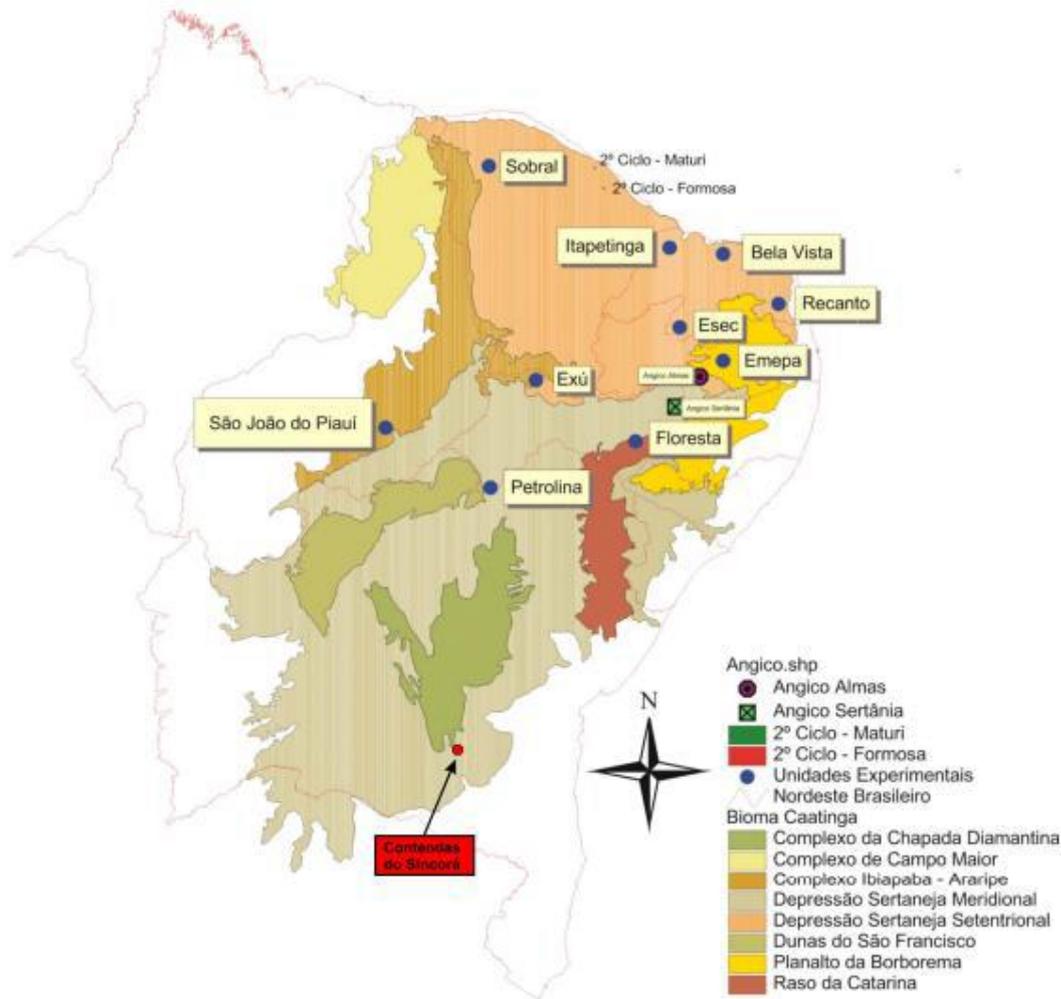
Tendo em vista os argumentos apresentados, sugere-se que a macrofauna edáfica é diretamente influenciada pelo manejo florestal. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de diferentes práticas de manejo florestal sobre a comunidade da macrofauna do solo em Caatinga arbórea, no estado da Bahia.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido em área de Caatinga arbórea, classificada pelo IBGE (2012) como Savana-Estépica Florestada, localizada na Floresta Nacional Contendas do Sincorá (FLONA), estado da Bahia (Figura 1). Essa vegetação é estruturada fundamentalmente em dois estratos: um, superior, onde predominam nanofanerófitas

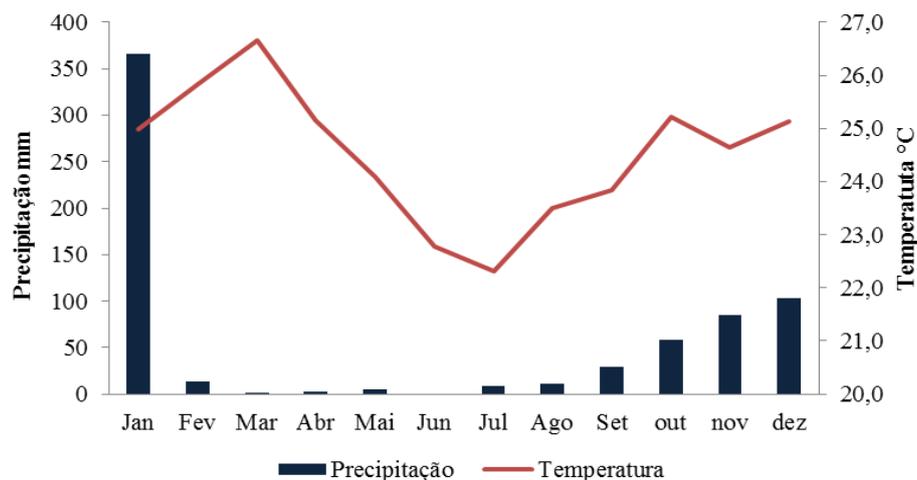
periodicamente decíduas, geralmente adensadas por troncos de grande espessura, bastante engalhados, com presença de espinhos ou acúleos; e outro, inferior, gramíneo-lenhoso, geralmente descontínuo e com pequena expressão fisionômica.



Fonte: RMFC (2005) (modificado).

Figura 1 – Localização da Floresta Nacional Contendas do Sincorá, no estado da Bahia, e de outras unidades experimentais da Rede de Manejo Florestal da Caatinga.

A FLONA Contendas do Sincorá está situada a 13°55'21'' de latitude Sul e 41°06'57'' de longitude Oeste, e corresponde a uma área de 11.034 hectares. A altitude da região varia entre 295 e 380 m. O clima local é semiárido (BSwh), de acordo a classificação de Köppen, com temperatura média anual de 23°C e precipitação entre 596 mm e 679 mm anuais, distribuída entre os meses de novembro a abril (MMA, 2006). O solo da área estudada é classificado como Argissolo Vermelho-amarelo (MMA, 2006). Na Figura 2 estão apresentados dados de temperatura média e precipitação mensal da estação meteorológica mais próxima do local de estudo.



Fonte: elaborado pela autora (2017).

Figura 2 – Temperatura média e precipitação mensal na região de Ituaçu-BA (estação mais próxima de Contendas do Sincorá-BA) (média mensal do ano de 2016).

Fonte: elaborado pela autora (2017).

A área de estudo na FLONA é constituída por quatro tratamentos, que correspondem a três tipos de manejo e uma condição de Caatinga não manejada. Os tratamentos adotados foram: a) corte raso (CR) – que se consistiu no abate de todas as árvores e arbustos; b) corte seletivo por diâmetro mínimo (CSDap) – abate de todas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) maior ou igual a 5 cm; c) corte seletivo por espécie (CSE) – abate de árvores de três espécies de maior ocorrência na área (*Commiphora leptophloeos* (Mart.) J. B. Gillett, *Jatropha molíssima* (Pohl) Baill e *Pseudobombax simplicifolium* A. Robyns); e d) testemunha (T) – corresponde à Caatinga não manejada, não recebeu nenhum tipo de manejo. O manejo florestal foi realizado em maio de 2015, a partir da instalação de duas unidades experimentais, cada uma composta por 16 parcelas de 20 x 20 m (400 m²), que foram lançadas e demarcadas de forma aleatória, totalizando 32 parcelas e oito repetições por tratamento.

Amostragem de solo

Para determinação das propriedades químicas do solo, em cada parcela foram retiradas 10 amostras simples de solo (camada 0-10 cm), que foram reunidas para formar uma amostra composta. A coleta foi realizada em março de 2016. As análises seguiram os procedimentos descritos em Embrapa (1979), determinando-se: pH (água); P e K extraíveis por Mehlich-1; Ca, Mg e Al trocáveis por KCl 1 mol.L⁻¹ e CO por oxidação com Na₂Cr₂O₇ 4 N em meio ácido. Os resultados estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Caracterização química do solo em Caatinga arbórea manejada e não manejada, em Contendas do Sincorá-BA, março de 2016.

Trat.	pH	P	K	Ca	Mg	Al	H	SB	t	T	V	CO
		mg/dm ⁻³	--- cmol _c dm ⁻³ ---							%		
CR	6,08	3,28	0,22	3,71	1,81	0,08	1,97	5,88	5,96	7,93	72,97	13,40
CSDap	6,08	2,91	0,19	3,44	1,92	0,05	2,10	5,57	5,62	7,69	71,50	12,93
CSE	5,99	2,69	0,22	3,35	1,72	0,08	2,09	5,28	5,35	7,44	70,34	12,10
T	6,14	3,25	0,19	3,71	1,87	0,07	2,02	5,77	5,84	7,86	72,55	12,50

Abreviaturas: CR, corte raso; CSDAP corte Seletivo por DAP; CSE corte Seletivo por Espécie; T (testemunha), Caatinga não manejada, testemunha; pH, potencial hidrogeniônico; SB, soma de bases trocáveis; t, capacidade de troca catiônica (CTC) efetiva; T, CTC a pH 7,0; V, saturação de bases; CO, carbono orgânico.

Fonte: elaborado pela autora (2017).

Para a avaliação da comunidade da macrofauna edáfica, as coletas de solo foram realizadas nos meses de março (300 dias após o manejo) e novembro (540 dias após o manejo) de 2016, que correspondem ao final e início da época úmida do ano, respectivamente. A macrofauna foi amostrada pelo método “*Tropical Soil Biology and Fertility*” (TSBF) (Anderson e Ingram, 1993). Este método consiste na coleta de monólitos de solo de 25 x 25 cm de largura e 20 cm de profundidade. Assim, procedeu-se a triagem manual, com o auxílio de uma bandeja branca, sendo os organismos visíveis a olho nu coletados e inseridos em frascos plásticos contendo solução de álcool 70 % para a preservação. Posteriormente, os organismos foram identificados ao nível de ordem de acordo com Dindal (1990).

O número de indivíduos para cada grupo e o total de indivíduos por área e época foram estimadas extrapolando-se as médias para indivíduos m⁻². Também foi calculada a riqueza total, a riqueza média, o índice de Shannon Weaver ($H' = - \sum p_i \log p_i$) e o índice de equabilidade de Pielou ($J = H \log R^{-1}$), onde p_i é a frequência relativa de indivíduos de cada grupo taxonômico e R é a riqueza definida como o número de diferentes unidades taxonômicas coletadas em cada área avaliada (Odum e Barrett, 2011).

Análise dos dados

Os dados coletados foram testados quanto à homogeneidade (Cochran e Bartlett, 5 %) e normalidade (Lilliefors, 5 %), utilizando o *software* SAEG[®] v.9.1. Após verificar a não normalidade e homogeneidade dos dados, fez-se uso do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (comparação entre tratamentos) e Wilcoxon (comparação entre épocas) a 5 % de significância, também utilizando o *software* SAEG[®] v.9.1. De forma complementar, para

avaliar a similaridade da comunidade da macrofauna entre os tratamentos em cada época de coleta, foi realizada a análise de componentes principais (*software* Canoco[®] v.4.5) e de agrupamento por dendrograma (*software* Action[®]), com base no método do vizinho mais distante (*complete linkage*), a partir da distância euclidiana.

RESULTADOS

Riqueza e diversidade da fauna edáfica

Foram encontrados números totais de indivíduos de 378 (final da época úmida) e 632 (início da época úmida), distribuídos em 18 e 20 níveis taxonômicos, respectivamente. Os grupos mais representativos no final da época úmida foram Isoptera (34,4 %) e Formicidae (26,7 %). No início da época úmida, os grupos mais representativos foram Isoptera (45,4 %), larvas de Coleóptera (15,0 %) e Chilopoda (8,9 %).

A riqueza total de grupos variou entre 9 a 19 nos diferentes tratamentos e épocas do ano (Tabela 2).

Tabela 2 – Número de indivíduos, riqueza e índices de diversidade da comunidade da macrofauna edáfica em duas épocas do ano (final da época úmida: março de 2016 e início da época úmida: novembro de 2016) em Caatinga arbórea manejada e não manejada, em Contendas do Sincorá-BA.

Grupos/Área	CR	CSDap	CSE	T	CR	CSDap	CSE	T
	Março				Novembro			
Araneae	8	4	3	7	2	5	6	11
Archaeognatha	0	1	0	0	0	0	0	0
Blattodea	0	2	2	5	0	1	3	1
Chilopoda	6	5	4	4	11	8	17	20
Coleóptera	2	8	8	4	6	13	4	11
Dermaptera	0	0	0	0	2	0	1	0
Diplopoda	0	0	1	1	0	0	1	1
Diptera	0	1	0	1	0	0	0	0
Formicidae	10	37	24	30	5	9	5	6
Gastropoda	3	1	4	3	2	1	2	1
Heteroptera	0	2	0	0	0	0	0	0
Hymenoptera	0	0	9	7	0	0	3	0
Isopoda	0	0	0	0	4	3	7	5

Isoptera	0	26	48	56	90 a	124 ab	37 ab	36 b
Larvas de Coleóptera	3	4	6	10	11 b	20 ab	25 ab	39 a
Larvas Diptera	0	0	0	0	1	0	3	2
Larvas Lepidoptera	1	0	0	0	0	0	6	2
Larvas Neuroptera	0	0	0	0	1	4	1	4
Oligochaeta	0	0	0	0	1	2	4	4
Orthoptera	1	1	2	0	1	0	1	4
Pseudoscorpionida	1	2	4	1	0	2	8	8
Scorpionidae	0	1	2	0	0	0	0	3
Thysanura	0	1	1	0	3	1	6	1
Total ²	35	96 B	118	129	140	193 A	140	159
Riqueza total	9	15	14	12	14	13	19	18
Riqueza média	2,6 B	4,2 A	5 B	2,8 B	4,8A	6,0 A	7,2A	6,2 ^a
H'	2,72	2,70	2,81	2,54	2,08	2,01	3,47	3,30
J	0,86	0,69	0,74	0,71	0,55	0,54	0,82	0,79

Total - Número médio de indivíduos recolhidos por amostra ind m⁻². CR - corte raso, CSDap - corte Seletivo por diâmetro mínimo, CSE - corte seletivo por espécie, T - Caatinga não manejada, testemunha. Letras iguais minúsculas na mesma linha, que comparam os tratamentos em uma mesma época, não diferem entre si pelo teste de kruskal-wallis a 5 % de significância. Letras iguais maiúsculas na mesma linha, que comparam as épocas para um mesmo tratamento, não diferem significativamente entre si pelo teste de teste de Wilcoxon a 5 % de significância. H' - índice de Shannon, J - índice de equabilidade de Pielou.

Fonte: elaborado pela autora (2017).

Ao comparar as épocas do ano, verificou-se diferenças no número total de indivíduos apenas para o tratamento corte seletivo por DAP (CSDap), que apresentou maior valor no início do período úmido. Além disso, houve variação da riqueza média, para os tratamentos corte raso (CR), corte seletivo por espécie (CSE) e testemunha (T), que também mostrou maiores valores no começo da época úmida (Tabela 2).

A comparação dos tratamentos em cada época mostrou que, no final do período úmido, não foram observadas diferenças significativas no número de indivíduos de cada grupo e na riqueza média entre os tratamentos. Entretanto, verificou-se que o CSDap apresentou valor superior de riqueza total de grupos (Tabela 2). Já no início do período úmido, verificou-se um aumento na riqueza média de grupos para todos os tratamentos, exceto para CSDap, que apresentou uma ligeira redução. Ainda nessa época, foi possível observar variação entre tratamentos quanto ao número de indivíduos dos grupos Isoptera e larvas de Coleóptera. O primeiro grupo foi superior no manejo corte raso em relação à

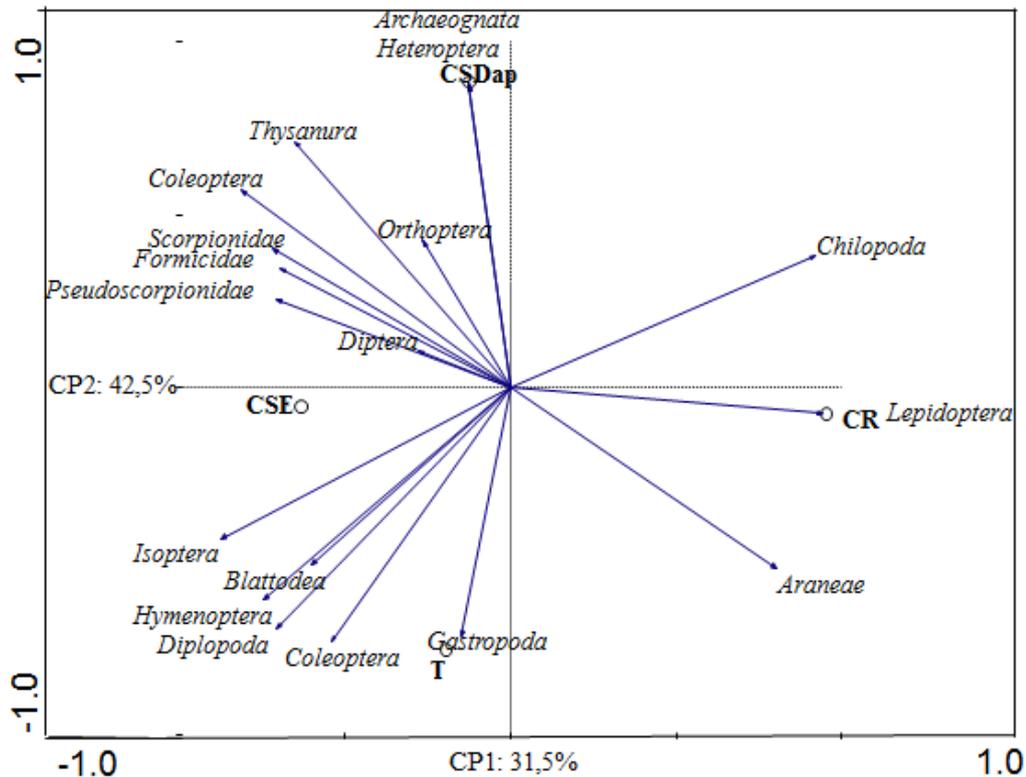
testemunha, enquanto o segundo apresentou maior número de indivíduos na área não manejada, quando comparada ao corte raso (Tabela 2).

Em relação ao índice de Shannon (H'), no final da época úmida foram observados maiores valores superiores nos tratamentos CSE, CR e CSDap, em relação à testemunha, enquanto no início do período úmido, os maiores valores foram alcançados pelos tratamentos CSE e testemunha (Tabela 2). Por sua vez, o índice de Pielou (J) mostrou variação numérica entre os tipos de manejo nas duas épocas do ano. No final da época úmida, o valor máximo foi observado no CR e o valor mínimo no CSDap. Já no início da época úmida, os valores mínimos foram verificados em CSDap e CR (Tabela 2). Tanto para o índice H' quanto para o J , foi possível notar uma ligeira elevação dos valores no início do período úmido em relação ao final desta época, nos tratamentos corte seletivo por espécie e testemunha (Tabela 2).

Alguns grupos estiveram presentes na maioria dos tratamentos nas duas épocas do ano, podendo-se citar: Formicidae, Isoptera, Aranae, Chilopoda, Coleóptera, Gastropoda, Pseudoscorpionidae, Orthoptera, Thysanura e Blattodea. Outros grupos estiveram presentes apenas no início da época úmida, como Isopoda, larvas de Neuroptera e Oligochaeta.

Similaridade entre tratamentos

A análise de componentes principais (ACP) referente ao final da época úmida, que considerou a distribuição dos grupos taxonômicos nos diferentes tipos de manejo florestal, explicou 74 % da variabilidade total (31,5%, para o primeiro componente, CP1; e 42,5%, para o segundo componente, CP2) (Figura 3). Ao longo da dimensão 1 (eixo principal), os tratamentos CSE e CSDap foram agrupados no mesmo quadrante, enquanto que CSDap esteve disposto em outro quadrante, mas todos na faixa à esquerda, enquanto que o manejo CR, ficou disposto na porção direita.

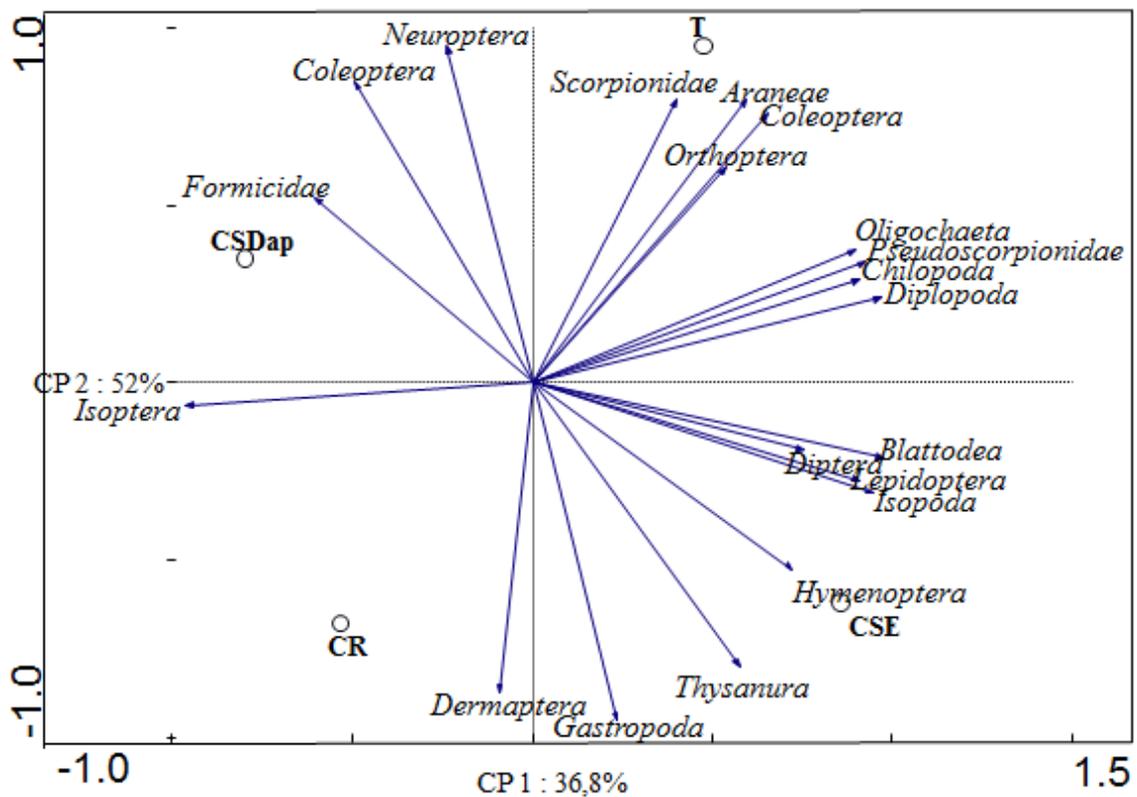


CR - corte raso, CSDap - corte seletivo por diâmetro mínimo, CSE - corte seletivo por espécie, T - Caatinga não manejada, testemunha. Fonte: elaborado pela autora (2017).

Figura 3 – Análise de componentes principais (ACP) para os grupos da fauna edáfica no final da época úmida, em Caatinga arbórea manejada e não manejada, em Contendas do Sincorá-BA, março de 2016.

Grande parte dos organismos que se associaram ao CSDap, CSE e T são detritívoros e decompositores de serapilheira. Por sua vez, os grupos mais associados ao CR correspondem aos invertebrados predadores.

No início da época úmida, a ACP explicou 88,8 % da variabilidade dos dados (CP1 explicou 36,8 % e CP2 explicou 52 %) (Figura 4). Ao longo da dimensão 1 (eixo principal), os tratamentos T e CSE ficaram agrupados ao lado direito do gráfico, sendo que cada tratamento ocupou um quadrante, enquanto o CR e o CSDap ficaram dispostos na porção esquerda, também em quadrantes distintos, o que mostra nítida separação entre os tratamentos.

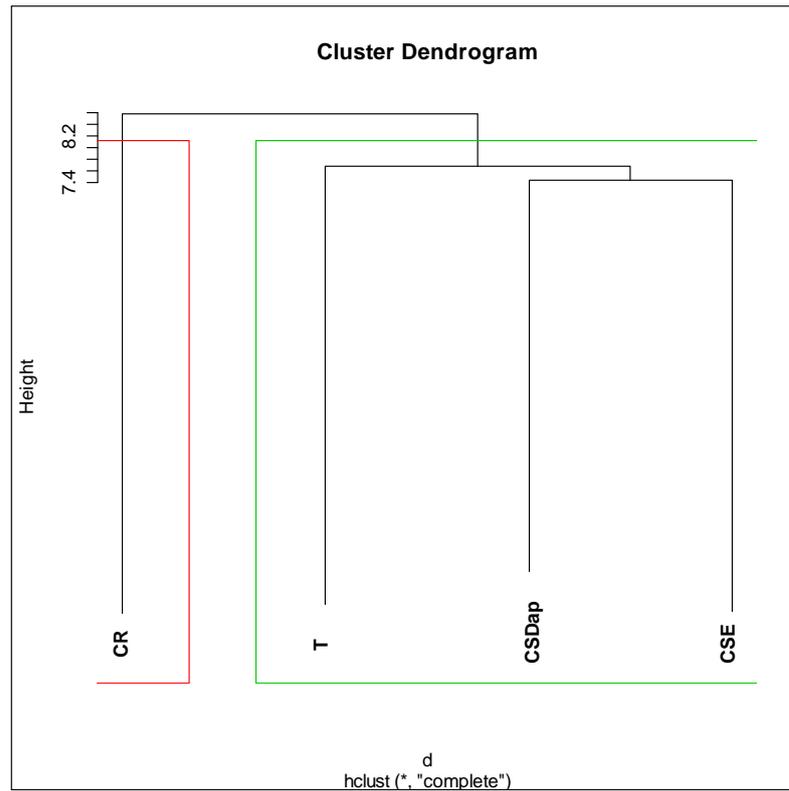


CR - corte raso, CSDap - corte seletivo por diâmetro mínimo, CSE - corte seletivo por espécie, T - Caatinga não manejada, testemunha. Fonte: elaborado pela autora (2017).

Figura 4 – Análise de componentes principais (ACP) para os grupos da fauna edáfica no início da época úmida, em Caatinga arbórea manejada e não manejada, em Contendas do Sincorá-BA, novembro de 2016.

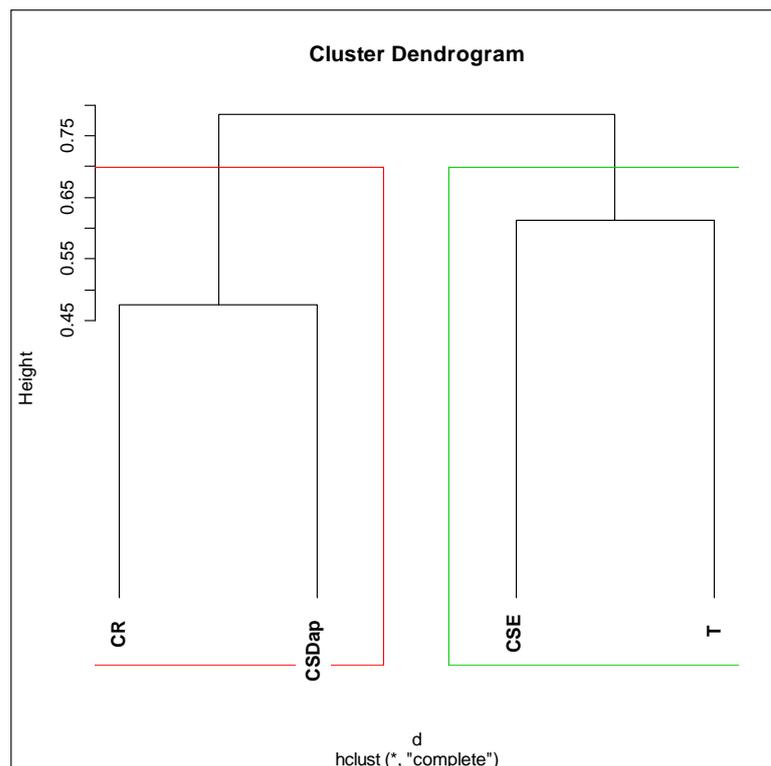
Os grupos dos predadores e *Oligochaeta* estiveram mais associados à testemunha (Caatinga não manejada). Os táxons com maior afinidade com o tratamento CSE e CR foram os detritívoros e com o CSDap foram os insetos sociais.

A análise de *Cluster* da comunidade da macrofauna edáfica observada no final da época úmida evidenciou a formação de um grupo homogêneo composto por CSDap e CSE, que se aproximou mais da T, em relação ao CR (Figura 5). A mesma análise para o início da época úmida mostrou a formação de dois agrupamentos homogêneos, sendo um grupo formado por CR e CSDap, e outro por CSE e T (Figura 6).



CR - corte raso, CSDap - corte seletivo por diâmetro mínimo, CSE - corte seletivo por espécie, T - Caatinga não manejada, testemunha. Fonte: elaborado pela autora (2017).

Figura 5 – Dendrograma apresentando a distância de ligação da fauna do solo no final da época úmida entre Caatinga arbórea manejada e não manejada, em Contendas do Sincorá-BA, março de 2016.



CR - corte raso, CSDap - corte seletivo por diâmetro mínimo, CSE - corte seletivo por espécie, T - Caatinga não manejada, testemunha. Fonte: elaborado pela autora (2017).

Figura 6 – Dendrograma apresentando a distância de ligação da fauna do solo no início da época úmida entre Caatinga arbórea manejada e não manejada, em Contendas do Sincorá-BA, novembro de 2016.

DISCUSSÃO

Riqueza e Diversidade da fauna edáfica

A predominância do grupo Isoptera nas duas épocas do ano, especialmente nas áreas manejadas (Tabela 2) pode ser atribuída aos resquícios de exploração, como galhos e pedaços de troncos deixados nas áreas submetidas ao manejo, visto que estes servem de alimento para esse grupo de insetos (Constantino e Aciolli, 2008). Além disso, a maior ocorrência desse táxon no corte raso no início da época úmida pode ser um indicativo de impacto negativo, como consequência do maior nível de intervenção imposto por este tipo de manejo. Segundo Lavelle (1996), grupos funcionais da fauna edáfica podem ser substituídos por poucos organismos oportunistas e altamente adaptados a distúrbios, como os da ordem Isoptera. Em decorrência disso, estes organismos têm sido apontados como bioindicadores do estado de degradação de ecossistemas florestais e áreas antropizadas (Brown Junior, 1991; Araújo et al., 2009).

A ocorrência do grupo Formicidae em maiores proporções no final da estação úmida é corroborado por resultados observados por Nunes et al., (2008), que verificaram predominância desse grupo em área de Caatinga em condição de baixa umidade. Decaëns et al., (1994) e Aquino et al., (2008) também observaram domínio desses grupos na macrofauna do solo de outras áreas da savana neotropical (Caatinga e Cerrado, respectivamente).

A expressiva porcentagem de larvas de Coleóptera no início da época úmida possivelmente está relacionada ao efeito de uma maior umidade do solo, que favoreceu a sobrevivência do grupo neste estágio de vida, já que no período de estiagem o solo apresenta maior resistência à penetração das larvas. Ou seja, na época de menor umidade, as larvas permanecem por mais tempo sobre a superfície do solo e ficam expostas à ação do clima e de inimigos naturais (Silva, 1998). Por sua vez, a maior presença de presas no início da época úmida do ano, como as larvas de Coleóptera, pode ter contribuído para a maior expressão de predadores, como os da ordem Chilopoda, na comunidade do solo (Lavelle e Spain, 2001).

O aumento do número total de indivíduos no tratamento CSDap no início da época úmida, pode estar associado ao fato da maior umidade favorecer a presença de organismos edáficos (Abreu et al., 2014). Além disso, neste tratamento houve uma manutenção dos valores da riqueza média nas duas épocas do ano (Tabela 2), que sugere um equilíbrio do sistema, visto que a fauna edáfica é muito sensível ao manejo (Moço et al., 2005). Por outro lado, a elevação da riqueza média no início da época úmida nos tratamentos CR, CSE e T sugere que as condições microclimáticas (temperatura e umidade) proporcionadas neste período favoreceram a ocorrência de mais grupos da macrofauna nesses ambientes.

Os maiores valores de riqueza média de grupos no início da época úmida, possivelmente, ocorreram em decorrência da maior umidade do solo, que, por sua vez, proporciona uma maior disponibilidade de recursos alimentares, bem com a geração de uma estrutura do micro-habitat favorável à sobrevivência e reprodução dos organismos edáficos (Mooney, 1981; Doblas-Miranda et al., 2007). Abreu et al., (2014) também atribuíram maiores valores de riqueza média em período mais chuvoso à sensibilidade dos organismos à mudança de umidade no solo.

O número superior de larvas de Coleóptera nas áreas não manejadas (T) no início da época úmida indica o favorecimento da sobrevivência deste grupo em ambientes conservados e com disponibilidade de recursos, como matéria orgânica, conforme verificado por Lourente et al., (2007), que constataram uma relação positiva entre a densidade desse grupo e o teor de matéria orgânica.

Os valores verificados para o índice de Shannon (H') em T e CSE, no início da época úmida, quando comparados com o final da época úmida, sugerem que o período mais chuvoso favoreceu a ocorrência de diferentes grupos da fauna nestes tratamentos. A influência da precipitação sobre a variação do índice de Shannon da mesofauna edáfica também foi verificada por Araújo et al., (2009) em área de Caatinga no semiárido da Paraíba. Por outro lado, a diminuição deste índice, verificada em CR e CSDap, no início da época úmida, indica uma redução da diversidade, que pode estar relacionada à maior incidência do táxon Isoptera observada nestes tratamentos, em detrimento aos demais grupos (Begon et al., 1996; Souto et al., 2008). De forma semelhante, os valores reduzidos de H' , observados nos tratamentos T e CSDap, no final da época úmida, podem estar associados à maior incidência dos grupos Formicidae e Isoptera (Tabela 2).

Padrão semelhante foi observado para o índice de Pielou, que apresentou valores reduzidos nos tratamentos de CSDap, CSE e T, na final da época úmida, como resultado da predominância de indivíduos dos grupos Formicidae e Isoptera; e nos tratamentos CR e CSDap, no início da época úmida, pela predominância do táxon Isoptera (Tabela 2). De acordo com Pasqualin et al., (2012), o índice de Pielou pode variar entre 0 e 1, sendo seus valores diretamente relacionados à dominância de grupos. Ou seja, quanto menor o valor obtido, maior será a dominância por poucos grupos.

A grande ocorrência do grupo Formicidae nos dois períodos de coleta, em todos os tratamentos, pode ter relação com a sua adaptabilidade ao meio, além da sua variedade de costumes alimentares e o hábito de vida colonial (Menezes et al., 2009). Do mesmo modo, a presença de Isoptera na maioria dos tratamentos, nas duas épocas do ano pode ser atribuída ao fato de serem organismos coloniais.

A ocorrência dos grupos de predadores (Aranae, Chilopoda e Pseudoscorpionidae) em todos os tratamentos, em ambas as épocas do ano, são indicativos de um ecossistema estável, uma vez que estes atuam na regulação da cadeia alimentar (Cunha Neto et al., 2012). Por outro lado, a presença da ordem Coleóptera em todos os períodos estudados confirma a grande diversidade funcional deste grupo, já que a grande maioria destes invertebrados são saprófagos, resistentes às mudanças ambientais e atuam na ciclagem de nutrientes (Souto et al., 2008; Copatti e Daudt, 2009).

Os grupos Orthoptera e Thysanura, também constatados nas duas épocas do ano, na maioria dos tratamentos, sugerem a grande variedade de materiais orgânicos, por exemplo, animais (vivos, mortos e em decomposição), material vegetal, mudas e fungos existentes

nesses ambientes (Brown et al., 2001, Araújo et al., 2015). A presença de organismos da ordem Orthoptera é influenciada principalmente pela diversidade da vegetação e microclima (Gonçalves e Oliveira, 2013), o que é indicativo de que as condições impostas pelos manejos adotados não afetaram a comunidade desses organismos.

A ausência do grupo Blattodea nas duas épocas do ano no manejo corte raso pode ser justificada pelo fato de que estes insetos habitam locais úmidos, como serapilheiras e cascas de árvores (Teixeira e Coutinho, 2002). Tal condição é menos favorecida pelo manejo CR, já que a retirada total de árvores e arbustos promove maior incidência solar sobre o solo e ausência de aporte de serapilheira (Lopes et al., 2011).

Os grupos que estiveram presentes somente na época úmida são mais sensíveis às condições edafoclimáticas. Como exemplo, pode-se citar a ordem Isopoda, que tem uma forte dependência de ambientes úmidos (Ruppert e Barnes, 1996; Paoletti e Hassall, 1999); o grupo larvas de Neuroptera, cuja escolha do local para construir seus ninhos é resultado da interação entre chuva e temperatura (Gotelli, 1993); e a ordem Oligoqueta (minhocas), cuja atividade e profundidade da ocorrência de algumas espécies estão relacionadas à temperatura e umidade do solo (Edwards e Bohlen, 1996).

Similaridade entre tratamentos

A partir da análise de componentes principais (ACP) dos grupos taxonômicos nos diferentes tipos de manejo florestal no final da época úmida (Figura 3), foi possível notar similaridade dos tratamentos CSE e CSDap, que se aproximaram mais da testemunha, em relação ao CR. Isso denota que os cortes seletivos promoveram maior conservação do meio (Imai et al., 2012), como resultado da menor interferência do manejo, quando comparados ao CR, que promoveu a supressão total da vegetação.

Na dispersão gráfica da ACP (Figura 3), foi possível observar que houve maior associação dos organismos detritívoros e transformadores de serapilheira aos sistemas de manejo CSDap, CSE e a Caatinga não manejada (T) no final da época úmida. Esse resultado sugere que há maior abundância de recursos alimentares nestes tratamentos, visto que os detritívoros se alimentam de matéria orgânica em decomposição (Brown et al., 2001). Os transformadores de serapilheira fragmentam os detritos vegetais, tornando-os mais acessíveis aos microrganismos decompositores, além de favorecer o crescimento destes organismos nas fezes peletizadas (Swift et al., 2010).

Os indivíduos mais associados ao CR foram todos pertencentes a apenas um grupo funcional, o dos predadores, o que pode sugerir um desequilíbrio em nível trófico (Hendrix et al., 1986). Em geral, a remoção total da vegetação, como ocorre no corte raso, resulta em um habitat mais simples e, com isso, provoca a redução imediata do suprimento e diversidade de alimentos, além da diminuição do número de locais de abrigo e reprodução (Guerra et al., 1982; Silva et al., 2009).

A ACP da macrofauna no início da época úmida (Figura 4) mostrou aproximação entre os tratamentos CSE e T, bem como entre CSDap e CR. Isso mostra que dentre os tipos de manejos estudados, o corte seletivo por espécie é o que mais se assemelha às áreas onde a cobertura vegetal se manteve inalterada (T), já que esse corte promove uma intervenção mais branda, com a supressão de apenas três espécies selecionadas. Por outro lado, o corte seletivo por diâmetro mínimo se assemelhou mais ao manejo que promoveu supressão total da vegetação, o que evidencia que ambos afetam o equilíbrio do sistema, modificando propriedades biológicas do solo.

Os grupos dos predadores e Oligochaeta estiveram mais associados à testemunha, o que pode ser explicado pela maior disponibilidade de recursos, visto que as áreas que não foram manejadas tendem a ser mais heterogêneas. Áreas preservadas promovem a formação de uma serapilheira mais diversa, ou seja, oferecem variedade de alimento e substrato para a fauna do solo (House e Parmelee, 1985). Além disso, a presença de grupos mais sensíveis às condições de solo e clima como Oligochaeta (minhocas) pode estar relacionada com o microclima e a intensidade de uso do solo, que afetam os organismos edáficos em geral (Pompeo et al., 2016). Segundo Edwards e Bohlen (1996), a atividade e a profundidade habitada por algumas espécies de minhocas estão relacionadas à temperatura e umidade do solo. Tais espécies podem migrar para regiões profundas em busca de um ambiente mais apropriado, em épocas não favoráveis.

A maior relação dos detritívoros com CSE pode ser explicada pela presença de resíduos vegetais em vários estádios de decomposição na área. Os organismos detritívoros se alimentam de micropartículas de matéria orgânica disponibilizadas depois da fragmentação do substrato (resíduos vegetais e animais) (Adl, 2003). A quantidade e qualidade deste substrato pode ter íntima relação com a estabilidade desse sistema.

O fato de os insetos sociais (formigas e cupins) mostrarem-se mais relacionados ao CSDap, pode ser indicativo de maior perturbação no ambiente (Wink et al., 2005; Bandeira et al., 2003). De acordo com Silva et al., (2006), quando ocorre redução de recursos alimentares,

alguns grupos da macrofauna do solo podem se estabelecer com grande eficiência e dominar a comunidade, sendo este um comportamento bastante característico de insetos sociais, como os cupins.

Os invertebrados mais associados ao CR foram os detritívoros, transformadores de serapilheira, o que corrobora com os resultados discutidos anteriormente. Esse resultado pode estar relacionado ao fato do período chuvoso ter influenciado estas populações (Abreu et al., 2014), aumentando a disponibilidade de alimentos (Doblas-Miranda et al., 2007). De acordo com Rovedder et al., (2004), a precipitação é indispensável para os processos ecológicos, principalmente no que diz respeito à atividade biológica do solo.

A análise de agrupamento da macrofauna no final da época úmida (Figura 5) confirmou o comportamento verificado com a análise de componentes principais (Figura 3). A formação de um grupo homogêneo composto por CSE e CSDap, que mais se aproximou de T, sugere que os cortes seletivos propiciam condições favoráveis à manutenção das características da Caatinga após as intervenções do manejo. Ou seja, estes dois tipos de manejo se adequam mais à realidade do bioma em termos de conservação da fauna edáfica.

A análise de agrupamento da fauna no início da época úmida mostrou a diferenciação de dois grupos, um formado por CSE e T e outro por CSDap e CR (Figura 6). Isso denota que as alterações na comunidade da fauna do solo provocadas pelo corte seletivo por espécie são menores em relação às promovidas pelo corte seletivo por diâmetro mínimo e pelo corte raso.

CONCLUSÕES

A macrofauna do solo demonstrou-se sensível à variação sazonal e aos diferentes sistemas de manejo florestal.

Os cortes seletivos mostraram-se sistemas mais conservacionistas de uso da Caatinga, por promoverem a manutenção do número de indivíduos e de grupos da macrofauna edáfica em relação à testemunha. Dentre estes, o corte seletivo por espécie é o mais favorável à manutenção biológica do solo, posto que apresentou maior densidade e diversidade da macrofauna do solo.

Tanto na Caatinga submetida aos diferentes manejos quanto na testemunha, os grupos predominantes da fauna edáfica foram Isoptera, Formicidae, larvas de Coleóptera e Chilopoda.

REFERÊNCIAS

- Abreu RRL, Lima SS, Oliveira NCR, Leite LFC. Fauna edáfica sob diferentes níveis de palhada em cultivo de cana-de-açúcar. *Pesq. Agropec. Trop.* 2014; 44: 409-416. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900045>.
- Adl SM. Reconstructing the soil food web. In: *The ecology of soil decomposition*. CABI Publishing, Cambridge, USA; 2003. p. 137-200.
- Anderson JM; Ingram JSI. *Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods*. 2nd ed. Wallingford: CAB International; 1993.
- Araújo ASFD, Eisenhauer N, Nunes LAPL, Leite LFC, Cesarz S. Soil surface-active fauna in degraded and restored lands of Northeast Brazil. *Land Degrad. Develop.* 2015; 26:1-8. doi: <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2247>.
- Araújo, KD, Parente, HN, Correia KG, Rodrigues MQ, Dantas RT, Andrade AP de, Souto JS. Influência da precipitação pluvial sobre a mesofauna Invertebrada do solo em área de caatinga no Semiárido da Paraíba. *Revista eletrônica do curso de Geografia. Campus Jataí: UFG*; 2009.
- Aquino AM de, Correia MEF, Alves MV. Diversidade de Macrofauna Edáfica no Brasil. In: Moreira FMS, Siqueira JO, Brussaard L, (eds.). *Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros*. Lavras: Editora UFLA; 2008.
- Azevedo VF, Pereira MG, Corrêa Neto TA, Schermack V, Machado DL. Alterações na comunidade da fauna reprodutiva em função daquela floresta secundária na Flona Mário Xavier. *R. Ci. Vida.* 2008; 28: 09-17. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832012000500004>.
- Bandeira AG, Vasconcellos A, Silva M, Constantino R. Effects of habitat disturbance on the termite fauna in a highland tropical Forest in the Caatinga Domain, Brazil. *Sociobiology.* 2003; 42:117-127. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2011000100006>.
- Baretta D, Brown GG, James SW, Cardoso EJB. Earthworm populations sampled using collection *Araucaria angustifolia* methods in Atlantic Forests. *Scientia Agricola.* 2007; 64: 384-392. ISSN 0065-1737.
- Baretta D, Santos JCP, Mafra AL, Wildner LP, Miquelluti DJ. Fauna edáfica avaliada por armadilhas de catação manual afetada pelo manejo do solo na região oeste catarinense. *Rev. Ci. Agrov.* 2003; 2:97-106. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000200014>.

- Bardgett RD, Wardle DA, Yetes GW. Linking above- ground and below-ground interactions: how plant responses to foliar herbiv- ory influence soil organisms. *Soil Biol. Biochem.* 1998; 30: 1867-1878. doi: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00069-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00069-8).
- Begon M, Harper, J. L., Townsend, C. R. *Ecology: individuals, populations and communities.* 3. ed. Oxford: Blackwell Science; 1996.
- Bever JD, Westover KM, Antonovics J. Incorporating the soil community into plant population dynamics: the utility of the feedback ap- proach. *J. Ecol.* 1997; 85: 561-573. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.12046>.
- BRASIL. Lei nº 12651, de 25 de maior de 2012. Dispõe sobre a proteção a vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. [acesso em 28 jan. 2017]. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>
- Brown GG. Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. *Acta Zoológica Mexicana.* 2001; 79-110.
- Brown Junior KS. Conservation of Neotropical environments: insects as indicators. In: Collins NM, Thomas JA. (Ed.). *The conservation of insects and their habitats.* London: Academic; 1991.
- Constantino R, Acioli ANS. Diversidade de cupins (Insecta: Isoptera) no Brasil. In: Moreira FMS, Siqueira JO, Brussaard L. *Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros.* Lavras: Universidade Federal de Lavras; 2008.
- Copatti CE, Daudt CR. Diversidade de artrópodes na serapilheira em fragmentos de mata nativa e *Pinus elliottii* (Engelm. Var elliottii). *Ci. e Nat.* 2009; 31: 95-113. doi: <http://dx.doi.org/10.5902>.
- Cunha Neto FV, Correia MEF, Pereira GHA, Pereira MG, Leles PSS. Soil fauna as an indicator of soil quality in forest stands, pasture and secondary forest. *R. Bras. Ci. Solo.* 2012; 36:1407-1417. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832012000500004>.
- Decaëns T, Lavelle P, Jimenez JJ, Escobar G, Rippstein G. Impact of land management on soil macrofauna in the Oriental Llanos of Colombia. *European Journal of Soil Biology.* 1994; 30:157-168. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s003740050469>.

- Dias PF, Souto SM, Correia, MEF, Rodrigues KM, Franco AA. Efeito de leguminosas arbóreas sobre a macrofauna do solo em pastagem de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu. *Pesq. Agropec. Trop.* 2007; 37:38-44.
- Dindal D. *Soil biology guide*. New York: Ed. John Wiley and Sons; 1990.
- Doblas-Miranda E, Sanchez-Piñero F, González-Megías A. Soil macroinvertebrate fauna of a Mediterranean arid system: Composition and temporal changes in the assemblage. *Soil Biology & Biochemistry.* 2007; 39:1916-1925. ISSN 0038-0717.
- Drumond MA, Scheistek H, Seiffarth JA. Caatinga: Um bioma exclusivamente brasileiro e o mais frágil. *R. I. H. U.* 2012; 389:1-60.
- Edwards CA, Bohlen PJ. *Biology and ecology of earthworms*. 3° ed. London: Chapman & Hall; 1996.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). In: Reunião Técnica de Levantamento de Solos, 10., 1979, Rio de Janeiro. Súmula... Rio de Janeiro, 1979. 83 p. (EMBRAPA-SNLCS. Micelânea, 1).
- Gonçalves OR., Oliveira CJ. Análise da fauna de orthoptera associada à decomposição de carcaça de suíno. *Rev. El. Nov. Enf.* 2013; 17:106-110.
- Goteli N. Ant lion zones: Causes of high-density predator aggregations. *Ecology.* 1993; 74: 226-237. doi: <http://dx.doi.org/10.2307/1939517>
- Guerra RT, Bueno CR, Schubart HO. Avaliação preliminar sobre os efeitos da aplicação de herbicidas Paraquat e aração convencional na fauna edáfica do solo na região de Manaus - AM. *Acta Amaz.* 1982; 12:7-13.
- Hendrix PF, Parmelee RW, Crossley Jr. DA, Coleman DC, Odum EP, Groffman PM. al. Detritus food webs in conventional and no-tillage agroecosystems. *BioScience.* 1986; 36:374-380. doi: <https://doi.org/10.2307/1310259>
- House GJ, Parmelee RW. Comparison of soil arthropods and earthworms from conventional and no-tillage agroecosystems. *Soil and Tillage Research.* 1985; 5: 351-360.
- Imai N, Seino T, Aiba S, Takyu M, Titin J, Kitayama K. Effects of selective logging on tree species diversity and composition of Bornean tropical rain forests at different spatial scales. *Plant Ecology.* 2012; 213:1413-1424.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. 2 ed. Rio de Janeiro; 2012.

Kostenko O, Van de VTF, Mulder PP, Van der PWH, Martijn BT. Legacy effects of aboveground–belowground interactions. *Ecol. Lett.* 2012; 15:813-821.

Lavelle P, Spain AV. *Soil ecology*. Dordrecht: Kluwer Academic; 2001.

Lavelle P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International*. 1996; 33:3-16.

Lopes HL, Accioly LJO, Silva FHBB, Sobral MCM, Araújo Filho JC, Candeias ALB. Espacialização da umidade do solo por meio da temperatura da superfície e índice de vegetação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. 2011; 15:973-980.

Lourente ERP, Silva RFD, Silva DAD, Marchetti ME, Mercante FM. Macrofauna edáfica e sua interação com atributos químicos e físicos do solo sob diferentes sistemas de manejo. *Acta Sci. Agron.* 2007; 29:17-22. doi: <http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v29i1.60>.

Machado DL, Pereira MG, Correia MEF, Diniz AR, Menezes CEG. Fauna edáfica na dinâmica sucessional da Mata Atlântica em floresta estacional semidecidual na bacia do Rio Paraíba do Sul - RJ. *Ci. Fl.* 2015; 25:91-106. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/1980-509820152505091>.

Menezes CEG, Correia MEF, Pereira MG, Batista I, Rodrigues KM, Couto W, Anjos LHC, Oliveira I.P. Macrofauna edáfica em estádios sucessionais de floresta estacional e pastagem mista em Pinheiral (RJ). *R. Bras. Ci. Solo.* 2009; 33:1647-1656.

Merlim AO, Guerra JGM, Junqueira RM, Aquino AM. Soil macrofauna in cover crops of figs grown under organic management. *Scientia Agricola*. 2005; 62:57-61. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162005000100011>.

MMA/IBAMA – Ministério do Meio Ambiente/Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Plano de manejo Floresta Nacional Contendas do Sincorá. Volume 1. Brasília: MMA/IBAMA, 2006. 132p.

Moço MKS, Gama EFR, Gama ACR, Correia MEF. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte Fluminense. *Rev. Bras. Ci. Solo.* 2005; 29:555-564. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832005000400008>.

Mooney HA. Primary production in Mediterranean-climate regions. In: Di Castri F, Goodall DW, Specht RL (Eds.). *Ecosystems of the world, Mediterranean-type shrublands*. 1981; 11: 249-255.

Nunes LAPL, Silva DIB, Araújo ASF, Leite LFC, Correia MEF. Caracterização da fauna edáfica em sistemas de manejo para produção de forragens no Estado do Piauí. *R Ci Agron.* 2012; 43:30-7. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1806-66902012000100004>.

- Nunes LAPL, Araújo Filho JA, Menezes RIQ. Diversidade da fauna edáfica em solos submetidos a diferentes sistemas de manejo no semiárido nordestino. *Sci. Agr.* 2009; 10:43-49. ISSN 1519-1125.
- Nunes LAPL, Araújo Filho JA de, Menezes RI de Q. Recolonização da fauna edáfica em áreas de caatinga submetidas a queimadas. *Caatinga.* 2008; 21:214-220. doi: <http://dx.doi.org/10.4322/floram.2011.013>.
- Odum EP, Barrett GW. *Fundamentos de ecologia.* São Paulo: Cengage Learning; 2011.
- Pasqualin LA, Dionísio JA, Zawadneak MAC, Marçal CT. Macrofauna edáfica em lavouras de cana-de-açúcar e mata no noroeste do Paraná - Brasil. *Semina: Ciências Agrárias.* 2012; 33:7-18. doi: <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359>
- Paoletti MG, Hassall M. Woodlice (Isopoda: Oniscidea): Their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agric. Ecosyst. Environ.* 1999; 74:157-165.
- Pompeo PN, Santos MAB, Biasi JP, Siqueira SF, Rosa MG, Baretta CRDM, Baretta D. Fauna e sua relação com atributos edáficos em Lages, Santa Catarina – Brasil. *Scientia Agraria.* 2016; 17:42-51. doi: <http://dx.doi.org/10.5380/rsa.v17i1.46535>
- Ribas CR, Schmidt FA, Solar RRC, Campos RBF, Valentim CL, Schoereder JH. Formigas como indicadores do sucesso dos esforços de reabilitação em depósitos de rejeitos de mineração de ouro. *Restaurador. Ecol.* 2011; 1-9.
- Rovedder AP, Antonioli ZI, Spagnollo E, Venturini SF. Fauna edáfica em solo suscetível à arenização na região sudoeste do Rio Grande do Sul. *Revista de Ciências Agroveterinárias.* 2004; 3:87-96.
- Ruppert EE, Barnes RD. *Zoologia dos invertebrados.* 6. ed. São Paulo: Roca; 1996.
- Salmon S, Mantel J, Frizzera L, Zanella A. Changes in humus forms and soil animal communities in two developmental phases of Norway spruce on an acidic substrate. *Forest Ecology and Management.* 2006; 237:47-56.
- Scoriza RN, Correia MEF. Fauna do solo como indicadora em fragmentos florestais na Encosta de Morrotes. *Floresta e Ambiente.* 2016; 23:598-601. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.135715>.
- Silva C, Pereira MG, Correia MEF, Silva EMR. Fauna Edáfica em áreas de agricultura tradicional no entorno do Parque Estadual da Serra do Mar em Ubatuba (SP). *R. Ci. Agr.* 2009; 52:107-116. doi: <http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v30i5.5974>

- Silva RF, Aquino AM, Mercante FM, Guimarães MF. Macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em Latossolo da região do Cerrado. *Pesq. Agropec. Bras.* 2006; 41:697-704. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2006000400022>.
- Silva MTB. Aspectos ecológicos de *Sternechus subsignatus* Boheman (coleóptera: Curculionidae) em soja no plantio direto. *An. Soc. Entomol. Bras.* 1998; 27:47-53, 1998.
- Souto PC, Gama EF, Gama ACR, Correia MEF. Comunidade microbiana e mesofauna edáficas em solo sob Caatinga no semiárido da Paraíba. *Rev. Bras. Ci. Solo.* 2008; 32:151-160.
- Swift MJ, Bignell D, Moreira FMS, Huising JO. O inventário da biodiversidade biológica do solo: conceitos e orientações gerais. In: Moreira FMS, Huising EJ, Bignell DE (Eds.). *Manual de biologia dos solos tropicais: amostragem e caracterização da biodiversidade*. Lavras: Editora da UFLA; 2010; 23-41.
- Teixeira RL, Coutinho ES. Hábito alimentar de *Proceratophrys boiei* (Wied) (Amphibia, Anura, Leptodactylidae) em Santa Teresa, Espírito Santo, Sudeste do Brasil. *B. Mus. Biol.* 2002; 14:13-20. ISSN 1678-2690.
- Thomaz C, da Costa C, de Oliveira MAJ, Accioly LJDO, da Silva FHBB. Análise da degradação da Caatinga no núcleo de desertificação do Seridó (RN/PB). *Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.* 2009; 13:961-974.
- Van der Putten WH, Vet LEM, Harvey JA, Wackers FL. Liking above- and belowground multitrophic interactions of plants, herbivores, pathogens, and their antagonists. *Trends Ecol. Evol.* 2001; 16: 547-554.
- Vicente NMF, Curtinhas JN, Perez AL, Prezotti L. Fauna edáfica auxiliando a recuperação de áreas degradadas do Córrego Brejauba, MG. *Floresta e Ambiente.* 2010; 17:104-110. ISSN 1676-9732.
- Wink C, Guedes JVC, Fagundes CK, Rodevedder AP. Insetos edáficos como indicadores de qualidade ambiental. *R. Ci. Agrov.* 2005; 4:60-71. doi: <http://dx.doi.org/10.4322/floram.2011.013>.

ARTIGO 2:

Decomposição da serapilheira foliar em Caatinga submetida a manejo florestal

O artigo segue as normas da Revista Ciência Florestal

DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA FOLIAR EM CAATINGA SUBMETIDA A MANEJO FLORESTAL

DECOMPOSITION OF SERAPILHEIRA FOLIAR IN CAATINGA SUBMITTED TO FOREST MANAGEMENT

RESUMO

A decomposição da serapilheira exerce importante papel na manutenção de ecossistemas florestais, sendo, por essa razão, recomendada como indicador da sustentabilidade destes ambientes. Apesar disso, ainda são escassas as informações sobre o tema em ecossistemas nativos submetidos a manejo florestal, especialmente em áreas de Caatinga. Com isso, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de diferentes sistemas de manejo florestal em Caatinga arbórea sobre a decomposição da serapilheira foliar. A área experimental foi constituída de três condições de manejo (corte raso - CR, corte seletivo por diâmetro - CSDap e corte seletivo por espécie - CSE) e por uma condição de Caatinga não manejada (T). A decomposição foi avaliada por meio do método dos *litterbags*, por um período de oito meses. As constantes de decomposição (k) foram $0,0038 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ (CSE), $0,0032 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ (T), $0,0028 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ (CR) e $0,0027 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ (CSDap). O tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) do material foliar foi de 247,6 dias para CR, 256,7 para CSDap, 182,4 dias para CSE e 216,6 dias para T. O processo de decomposição foi influenciado pela qualidade do microambiente, proporcionada pelos diferentes tipos de manejo da Caatinga. A taxa de decomposição da serapilheira foliar no corte seletivo por espécie situa-se em uma posição superior aos demais manejos e próxima à Caatinga não manejada.

Palavras-chave: Ciclagem de nutrientes, ecossistemas florestais, exploração sustentável.

ABSTRACT

The litter's decomposition plays an important role in the maintenance of forest ecosystems and that's the reason why it is recommended as a sustainability indicator for these environments. Despite this, there is yet too much little information on the subject in native ecosystems submitted to the forest management, especially in areas of Caatinga. Thus, this study aimed to evaluate the effect of different forest management systems in arborea caatinga on litter leaf decomposition. The experimental area included three management conditions (shallow cutting - CR, selective cutting by diameter at breast height (CSDap) and selective cut by species - CSE) and a non-handled Caatinga's condition.. 32 pieces of 20m x 20m each have been demarcated, which were repeated eight times by each one of the treatments. The decomposition was evaluated using the litterbags method, for a period of eight months. The decomposition constants (k) were $0,0038 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ (CSE), $0,0032 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ (T), $0,0028 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ (CR) and $0,0027 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ (CSDap). The half-life ($t_{1/2}$) of leaf material was 247,6 days for CR, 256,7 for CSDap, 182,4 days for CSE and 216.6 days for T. The decomposition process was influenced by the quality of the microenvironment, provided by different types of Caatinga management. The rate of litter leaf decomposition at the selective cutting by species is in a superior position compared to others managements and near to the non-handled Caatinga.

Keywords: Nutrient cycling, Forest Ecosystems, Sustainable Exploration

INTRODUÇÃO

O bioma Caatinga ocupa uma área superior a 10% do território brasileiro, na sua porção nordeste. Sua vegetação é dotada de várias adaptações fisiológicas e fenológicas, que possibilitam a sobrevivência em meio à aridez. A presença de cactos, plantas arbustivas e caducifólias, ou seja, que

perdem suas folhas durante os períodos de estiagem, são características marcantes desse complexo florestal (Pinheiro et al., 2013; Beuchle et al., 2015).

O semiárido é caracterizado ainda por solos pouco intemperizados e rasos, com baixa produção de fitomassa, que vem sendo severamente alterado pelo desmatamento ilegal e extração de madeira (Maia et al., 2006; Araújo et al., 2010). Os frequentes cortes de vegetação realizados para consumo de madeira e produção de lenha, seguidos do abandono das áreas exploradas provocam desequilíbrio no ecossistema e redução da biodiversidade (Thomaz et al., 2009). A principal alternativa para minimizar os efeitos desse desequilíbrio na região Nordeste e, ao mesmo tempo, permitir o uso múltiplo dos recursos florestais, é o manejo florestal sustentável (MFS) da Caatinga. O MFS possibilita a imediata exploração e favorece a manutenção das características ecológicas do meio ambiente.

Apesar da importância do manejo florestal sustentável, questões fundamentais relativas aos efeitos de diferentes regimes de manejo sobre o equilíbrio da Caatinga, em suas diferentes dimensões, ainda não foram equacionadas. Os dados disponíveis até o presente são resultantes do acompanhamento periódico de algumas parcelas incorporadas à Rede de Manejo Florestal da Caatinga (Gariglio, 2010) e, portanto, ainda são pontuais e pouco representativos. O desenvolvimento de mais estudos é imprescindível para avaliar as implicações de diferentes sistemas de manejo florestal, não apenas sobre a biodiversidade da fauna e flora, mas também sobre a qualidade do solo, no que se refere à decomposição da serapilheira.

A serapilheira é um dos compartimentos mais importantes do ecossistema florestal. Atua como um sistema de entrada e saída, recebendo resíduos via vegetação e, por meio do processo de decomposição, libera nutrientes para a biota e promove a dissipação do dióxido de carbono (Ewel, 1976; Costa et al., 2010). Sendo assim, a velocidade de decomposição da serapilheira regula o acúmulo de matéria orgânica no solo (Pegado et al., 2008) e a ciclagem de nutrientes (Cunha Neto et al., 2013), favorecendo a fertilidade do solo e produtividade do ecossistema.

A velocidade de decomposição da serapilheira é controlada por diversos fatores, como a qualidade do ambiente (temperatura, precipitação pluviométrica e características edáficas do sítio), a natureza e abundância da fauna do solo (César, 1993; Moço et al., 2005; Silva et al., 2009) e a composição química dos resíduos (Correia; Andrade, 1999; Kokoura et al., 2003; Sanches et al., 2009). Por essa razão, a serapilheira é considerada um componente sensível às alterações físicas, químicas e biológicas do ecossistema.

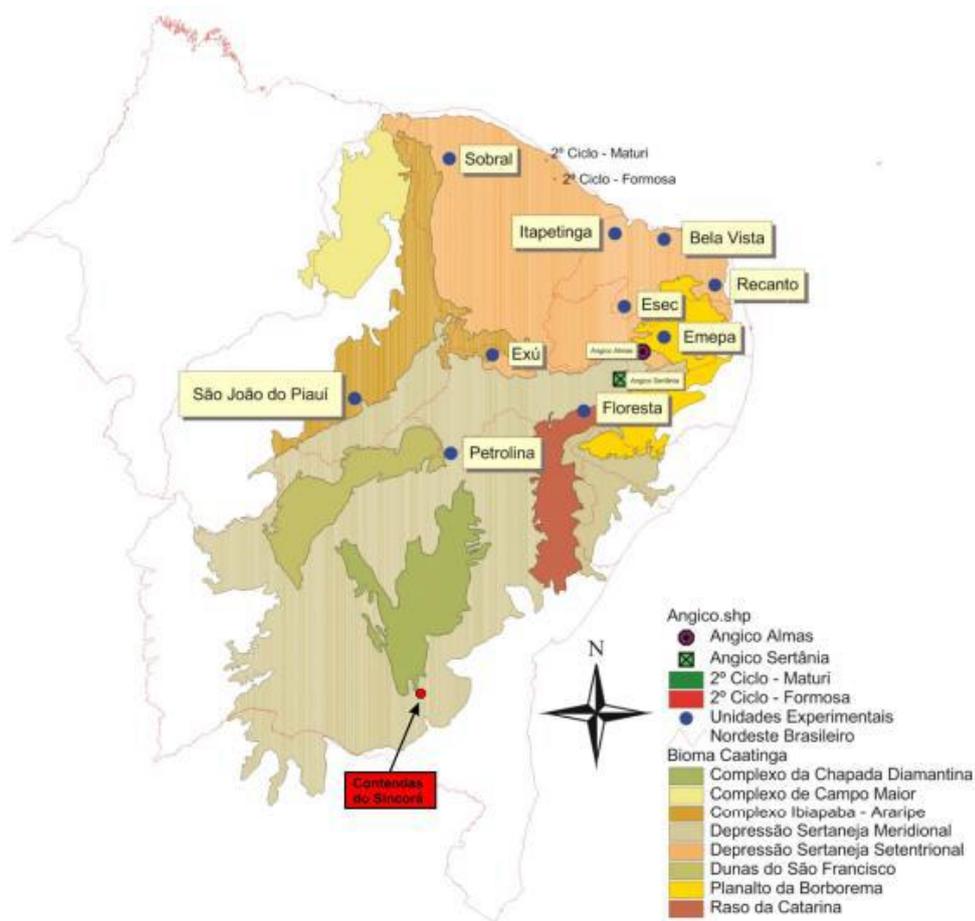
Diversos autores afirmam que a decomposição da serapilheira e consequente ciclagem de nutrientes é fundamental para a manutenção dos ecossistemas florestais (Nunes; Pinto, 2012; Lin et al., 2012; Vieira et al., 2014; Ferreira et al., 2014). Dessa forma, a serapilheira tem sido recomendada como indicador de sustentabilidade destes ambientes (Diniz et al., 2011; Pereira et al., 2013; Oliveira et al., 2013). Apesar disso, ainda são escassas as informações acerca de estudos com serapilheira em ecossistemas submetidos a manejo florestal (MF), especialmente em áreas de Caatinga. Sendo assim, torna-se relevante a realização de investigações sobre o impacto de diferentes tipos de MF sobre o processo de decomposição de serapilheira.

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de diferentes tipos de manejo florestal sobre a decomposição da serapilheira foliar em área de Caatinga arbórea.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

O estudo foi conduzido em área de Caatinga arbórea, classificada pelo IBGE (2012) como Savana-Estépica Florestada, localizada na Floresta Nacional Contendas do Sincorá (FLONA), estado da Bahia (Figura 1). Essa vegetação é estruturada fundamentalmente em dois estratos: um, superior, onde predominam nanofanerófitas periodicamente decíduas, geralmente adensadas por troncos de grande espessura, bastante engalhados, com presença de espinhos ou acúleos; e outro, inferior, gramíneo-lenhoso, geralmente descontínuo e com pequena expressão fisionômica.

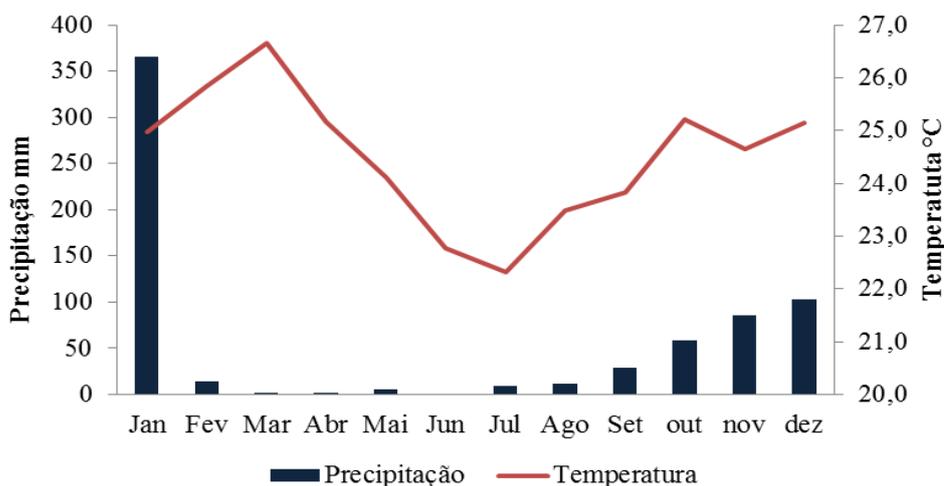


Fonte: RMFC (2005) (modificado).

FIGURA 1 – Localização da Floresta Nacional Contendas do Sincorá no estado da Bahia e de outras unidades experimentais da Rede de Manejo Florestal da Caatinga.

FIGURE 1 – Location of Contendas do Sincorá National Forest in the State of Bahia and other experimental units of the Caatinga Forest Management Network. Source: RMFC (2005) (modified).

A FLONA Contendas do Sincorá está situada a 13°55'21'' de latitude Sul e 41°06'57'' de longitude Oeste, e possui uma área de 11.034 hectares. A altitude da região varia entre 295 e 380 m. O clima local é semiárido (BSwh), de acordo a classificação de Köppen, com temperatura média anual de 23°C e precipitação entre 596 mm e 678,5 mm anuais, distribuída entre os meses de novembro a abril (MMA, 2006). O solo da área estudada é classificado como Argissolo Vermelho-amarelo (MMA, 2006). Na Figura 2 estão apresentados dados de temperatura média e precipitação mensal da estação meteorológica mais próxima do local de estudo.



Fonte: elaborado pela autora (2017).

FIGURA 2 – Temperatura média e precipitação mensal do município de Ituaçu-BA (estação mais próxima de Contendas do Sincorá-BA), no ano de 2016.

FIGURE 2 – Average temperature and monthly precipitation from Ituaçu city, located in Bahia, Brazil (closest station from Contendas do Sincorá-BA), in 2016.

A área de estudo na FLONA é constituída por quatro tratamentos, que correspondem a três tipos de manejo e uma condição de Caatinga não manejada. Os tratamentos adotados foram: a) corte raso (CR) – consistiu no abate de todas as árvores e arbustos; b) corte seletivo por diâmetro mínimo (CSDap) – abate de todas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) maior ou igual a 5 cm; c) corte seletivo por espécie (CSE) – abate de árvores de três espécies de maior ocorrência na área (*Commiphora leptophloeos* (Mart.) J. B. Gillett, *Jatropha molíssima* (Pohl) Baill e *Pseudobombax simplicifolium* A. Robyns); d) testemunha (T) – corresponde à Caatinga não manejada, não recebeu nenhum tipo de manejo. O manejo florestal foi realizado em maio de 2015, a partir da instalação de duas unidades experimentais, cada uma composta por 16 parcelas de 20 x 20 m (400 m²), que foram lançadas e demarcadas de forma aleatória, totalizando 32 parcelas e oito repetições por tratamento.

Estoque de serapilheira

Para avaliar a serapilheira acumulada sobre a superfície do solo, foram realizadas coletas em cada uma das parcelas experimentais, no mês de setembro de 2016. A amostragem foi realizada com o auxílio de um gabarito quadrado de madeira, com 0,25 m² (0,5 m x 0,5 m), que foi lançado aleatoriamente, com duas sub-repetições em cada uma das parcelas.

Após a coleta, o material foi triado, separando-se as frações folhas, galhos finos (0 a 5 cm), galhos grossos (acima de 5 cm), cascas/sementes e miscelânea (materiais não identificados). As frações foram colocadas em sacos de papel, secas em estufa a 65°C por 48 horas e pesadas em balança analítica (0,01 g). Os valores de massa seca de serapilheira acumulada por coletor foram convertidos para kg·ha⁻¹.

Decomposição da serapilheira foliar

Nas parcelas não manejadas, foram coletadas folhas senescentes da base da copa das árvores, com auxílio de um podão. Após a coleta, as folhas foram secas em estufa a 60°C (até peso constante). Pesaram-se porções de cerca de 10 g das folhas secas, que foram acondicionadas em sacos de decomposição (*litterbags*). Os sacos foram confeccionados com tela de náilon (malha de 1,0 mm),

possuindo dimensões de 20 cm x 20 cm e costuras laterais com linhas de náilon (Anderson; Ingram, 1996).

Um total de cinco *litterbags* foi distribuído aleatoriamente em cada parcela experimental, em março de 2016, totalizando 40 sacos por tratamento nas duas unidades experimentais. Os sacos foram posicionados sobre o solo e amarrados com fio de barbante em troncos ou galhos junto ao solo para evitar seu deslocamento pelo vento, chuva ou por ação animal. As coletas foram realizadas aos 30, 60, 120, 180 e 260 dias, retirando-se oito sacos de cada tratamento a cada coleta. O material contido em cada *litterbag* foi limpo e, em seguida, submetido à secagem em estufa, à temperatura de 60°C, até peso constante.

O percentual de massa remanescente foi obtido pela relação entre a massa inicial e massa remanescente, de acordo com a expressão 1:

$$\% \text{ Remanescente} = (P_o / P_r) \cdot 100 \quad (1)$$

Onde, P_o é o peso seco inicial do folhedo; P_r é o peso remanescente (ou peso final) do folhedo, observada ao final de cada mês de estudo.

As taxas de decomposição (k) da fração foliar da serapilheira nos diferentes tratamentos foram obtidas a partir dos valores de massas remanescentes, verificados ao longo dos oito meses de estudo, os quais foram ajustados ao modelo exponencial (2), por progressão não linear, empregando-se o programa científico de ajustes de curvas SigmaPlot® v.12.0.

$$P_t = P_o \cdot e^{-kt} \quad (2)$$

Onde, P_t = peso seco remanescente da amostra após t dias; P_o = peso seco inicial, colocado nos sacos no tempo zero ($t = 0$); t = tempo em dias; k = constante de decomposição.

A partir do valor da constante de decomposição, calculou-se o tempo de meia vida do folhedo, que corresponde ao tempo requerido para que ocorra a transformação de metade da quantidade inicial do folhedo ($P_t = P_o/2$). Para tanto, adotou-se a equação (3), obtida a partir da linearização do modelo (2).

$$t_{1/2} = 0,69315/k \quad (3)$$

Onde, $t_{1/2}$ é o tempo de meia vida do folhedo; k é a constante de decomposição obtida a partir do ajuste do modelo (2).

Os dados de acúmulo e decomposição da serapilheira (massa remanescente a cada mês) foram submetidos à análise de variância segundo um delineamento inteiramente casualizado, com oito repetições. Adotou-se o teste de Tukey a 5% de significância para a comparação de médias.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Estoque de serapilheira

A maior quantidade de serapilheira total foi verificada no manejo corte raso (CR) (10.101,5 kg ha⁻¹), mas este não se distinguiu do corte seletivo por diâmetro (CSDap) (8.919,9 kg ha⁻¹) e corte seletivo por espécie (CSE) (7.069,4 kg ha⁻¹). Já o menor acúmulo total foi observado na testemunha (T) (5.588,9 kg ha⁻¹), embora também sem diferenciação em relação ao CSDap e CSE (Tabela 1). Esses resultados podem ser atribuídos aos resíduos de exploração (principalmente galhos), que foram deixados nas áreas manejadas, em especial no tratamento CR, que, por serem bastante lignificados, apresentam elevada recalcitrância e se decompõem lentamente (Stevenson, 1994).

Os valores dos acúmulos totais de serapilheira das áreas submetidas aos diferentes manejos são elevados quando comparados com os obtidos em outros trabalhos realizados na Caatinga, em áreas preservadas, como os de Santana e Souto (2011) (2.068,6 kg ha⁻¹), Alves et al., (2006) (899,2 kg ha⁻¹) e Lopes et al., (2009) (5.366,0 kg ha⁻¹). Isso denota que as intervenções realizadas nos sistemas manejados ocasionaram aumento imediato da quantidade de resíduos acumulados sobre o solo e, conseqüentemente, maior estoque de serapilheira.

TABELA 1 – Estoque de serapilheira (kg ha⁻¹) em Caatinga arbórea manejada e não manejada, em Contendas do Sincorá-BA, setembro de 2016.

TABLE 1 – Litter's stock (kg ha⁻¹) in arborea caatinga that has passed by the process of forest management and in non-handled arborea caatinga, Contendas do Sincorá-BA, September, 2016.

Tratamento	Folhas	Galhos finos	Galhos grossos	Cascas e sementes	Miscelânea	Total
CR	1.560,2B	4.782,4A	2.580,0	362,5	816,3	10.101,5A
CSDap	2.167,8AB	3.527,2AB	2.396,7	226,7	601,7	8.919,9AB
CSE	3.223,9 ^a	1.831,0BC	775,3	575,6	663,1	7.069,4AB
T	3.084,3 ^a	869,5C	1.071,9	563,2	0,00	5.588,9B

Em que: letras iguais na coluna não diferem entre si segundo o teste Tukey a 5 %. CR - corte raso, CSDap - corte seletivo por diâmetro mínimo, CSE - corte seletivo por espécie, T - Caatinga não manejada, testemunha. Fonte: elaborado pela autora (2017).

TABELA 2 – Participação das frações na composição da serapilheira em Caatinga arbórea manejada e não manejada, em Contendas do Sincorá-BA, setembro de 2016.

TABLE 2 – Participation of the fractions in the composition of the litter in arborea caatinga that has passed by the process of forest management and in non-handled arborea caatinga in Contendas do Sincorá-BA, September, 2016.

Tratamento	Folhas	Galhos finos e grossos	Cascas e sementes	Miscelânea
CR	15,4%	72%	3,6%	8,1%
CSDap	24,3%	66,7%	2,5%	6,7%
CSE	45,6%	36,9%	8,1%	9,4%
T	55,2%	34,7%	10,8%	0%

Em que: CR - corte raso, CSDap - corte seletivo por diâmetro mínimo, CSE - corte seletivo por espécie, T - Caatinga não manejada, testemunha. Fonte: elaborado pela autora (2017).

Os maiores valores de estoque da serapilheira foliar foram verificados em CSE (3.223,9 kg ha⁻¹), T (3.084,3 kg ha⁻¹) e CSDap (2.167,8 kg ha⁻¹) e o menor em CR (1.560,2 kg ha⁻¹) (Tabela 2). A participação dessa fração na serapilheira total foi de aproximadamente 55,2 % para T, 45,6 % para CSE, 24,3 % para CSDap e 15,44 % para CR.

A maior representatividade da fração foliar em CSE, T e CSDap pode ser reflexo da maior densidade de vegetação nessas áreas. Isso permite a formação de um maior reservatório de material orgânico, como resultado do aporte contínuo de folhas senescentes. Tal processo é de grande importância para a recuperação de um sistema manejado, uma vez que as folhas, dentre os diferentes componentes da serapilheira, apresentam os maiores conteúdos de nutrientes, o que favorece a ciclagem de nutrientes e contribui para a manutenção da capacidade produtiva do ecossistema.

Por sua vez, a menor proporção de folhas no manejo mais invasivo (CR) deve estar relacionada com a maior intensidade de intervenção, que promoveu a supressão total da vegetação e, com isso, a elevação da participação de resíduos lenhosos de colheita, como galhos na composição da serapilheira total. Essa interpretação é corroborada pela maior quantidade de galhos finos verificada nos sistemas CR (4.782,4 kg ha⁻¹) e CSDap (3.527,2 kg ha⁻¹) (Tabela 1). A fração galhos finos + grossos apresentou participação superior a 66 % nos tratamentos CR e CSDap (Tabela 2), representando menores proporções no CSE (36,9 %) e no T (34,7 %).

As frações cascas/sementes e miscelânea apresentaram menor contribuição na composição da serapilheira total. A primeira foi mais representativa nos tratamentos T (10,08 %) e CSE (8,1 %), com

menores valores no CR (3,6 %) e CSDap (2,5 %). Já a fração miscelânea teve proporções de 9,4 % (CSE), 8,1 % (CR), 6,7 % (CSDap) e 0 % (T) (Tabela 2).

A fração cascas/sementes foi mais representativa em CSE e T, o que sugere um maior equilíbrio desses ambientes. A existência de cascas pode ser um indício da presença de árvores mais velhas (Scolforo, 2008), enquanto as sementes representam o banco de sementes da área, sendo responsáveis pela restauração da riqueza de espécies durante a regeneração da floresta (Gardwood, 1989), após intervenções de manejo.

A presença da fração miscelânea somente nos sistemas manejados (Tabela 1) pode ser justificada pelo fato de grande parte desta fração ter sido constituída por resíduos de exploração, materiais fragmentados e de difícil identificação.

Decomposição da serapilheira foliar

Ao longo dos oito meses de experimento, a perda de massa não apresentou um padrão de variação definido. Não houve diferenças significativas entre os diferentes tratamentos em nenhum dos períodos de avaliação (Tabela 3).

TABELA 3 – Percentual de massa remanescente da serapilheira foliar em Caatinga arbórea manejada e não manejada (T), em Contendas do Sincorá-BA.

TABLE 3 – Percentage of remaining mass of litter leaf in arborea caatinga that has passed by the process of forest management and in non-handled caatingain (T), in Contendas do Sincorá-BA.

Tratamento	Dias				
	30	60	120	180	260
CR	87,78	70,55	62,82	55,65	51,90
CSDap	87,87	75,94	72,51	53,45	52,52
CSE	90,21	82,40	53,24	49,10	37,96
T	85,55	71,64	60,48	61,56	43,72

Em que: CR - corte raso, CSDap - corte seletivo por diâmetro mínimo, CSE - corte seletivo por espécie, T - Caatinga não manejada, testemunha. Fonte: elaborado pela autora (2017).

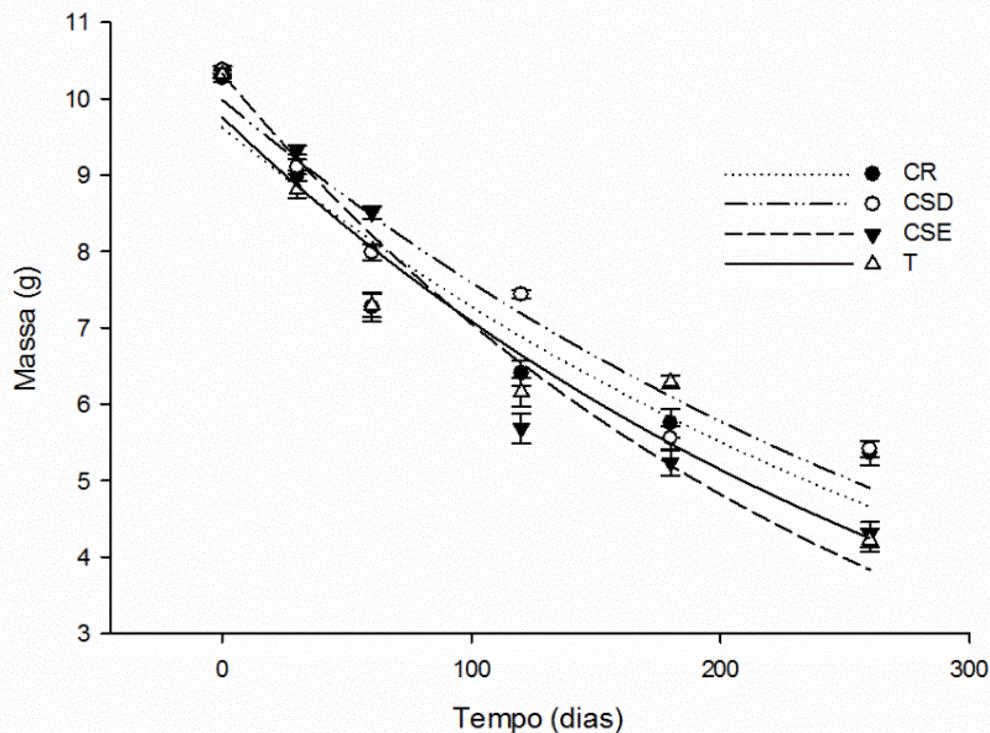
Em todos os tratamentos foi possível verificar intensificação do processo de decomposição aos 120 dias de estudo, com reduções de massa foliar de 37,2 % (CR), 27,5 % (CSDap), 46,8 % (CSE) e 39,5 % (T) (Tabela 3).

A partir dos 180 dias, observou-se uma tendência à estabilização da perda de massa no CR e CSDap (Tabela 3). Esse resultado pode estar relacionado a maiores alterações no microclima, ocasionadas por esses manejos. Ou seja, a supressão total da vegetação, bem como o corte seletivo por diâmetro, estariam resultando em uma redução da proteção proporcionada pela vegetação e, com isso, um aumento da insolação, temperatura do solo e redução da umidade.

A porcentagem de redução de massa entre 30 e 260 dias de avaliação foi ligeiramente mais representativa nos tratamentos CSE (62,04 %) e T (56,28 %) em relação aos tratamentos CSDap (47,48 %) e CR (48,1 %). Isso pode ser atribuído à estabilidade desses ambientes (CSE e T), visto que os ecossistemas florestais mais conservados e com maior estabilidade climática conservam uma maior umidade atmosférica e temperaturas mais baixas, tornando-se ambientes mais propícios à proliferação e atividade de organismos decompositores, o que favorece o aumento da taxa de decomposição (Nunes; Pinto, 2012). Já a menor redução em CSDap e CR corrobora os resultados discutidos anteriormente, indicando que as alterações de microclima ocasionadas por estes manejos interferiram na decomposição, reduzindo as perdas de massa da serapilheira.

A Figura 3 apresenta as curvas de decomposição obtidas por meio do ajuste do modelo exponencial simples. De modo geral, o padrão das curvas permitiu constatar que a perda de massa foliar tornou-se mais acentuada com o tempo, com maiores perdas no período compreendido entre 30 e

120 dias de avaliação, independente do tipo de manejo. Além disso, é possível notar uma diferenciação das curvas. Uma inclinação mais acentuada é observada na curva correspondente ao CSE, demonstrando que o processo de decomposição das folhas ocorre de forma mais acelerada neste tipo de manejo em relação aos demais tratamentos.



Em que: CR - corte raso, CSDap - corte seletivo por diâmetro mínimo, CSE - corte seletivo por espécie, T - Caatinga não manejada, testemunha. Fonte: elaborado pela autora (2017).

FIGURA 3 – Curvas de decomposição da fração foliar da serapilheira em Caatinga arbórea manejada e não manejada, ajustadas ao modelo exponencial simples para obtenção da constante k. Fonte: elaborado pela autora (2017).

FIGURE 3 – Decomposition curves of litter leaf fraction arborea caatinga that has passed by the process of forest management and in non-handled caatinga, adjusted to the simple exponential model to obtain the constant k.

A maior velocidade de decomposição observada no CSE (Figura 3), assim como o menor tempo de meia vida (182,4 dias) (Tabela 3) em relação aos demais tratamentos, podem ser resultados das modificações nas condições microambientais impostas por este tipo de manejo, que definiram uma configuração diferenciada da vegetação. Tais condições promovem níveis favoráveis de temperatura, umidade e outras variáveis para a atividade microbiana, promovendo também maiores taxas de decomposição (Coq et al., 2011; Chapin et al., 2002). Desse modo, sugere-se que o corte seletivo por espécie pode ser autossustentável no que diz respeito ao suprimento da demanda de nutrientes pelas plantas, visto que a taxa de decomposição contribui para a maior eficiência na utilização de nutrientes nos ecossistemas florestais (Pagano, 1989), contribuindo para a manutenção das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Andrade et al., 2003).

Por sua vez, as curvas menos acentuadas verificadas para CR e CSDap (Figura 3), bem como os maiores tempos de meia vida (247,5 e 256,7 dias, respectivamente) (Tabela 3), podem estar associados a maiores alterações de temperatura e regimes de luminosidade, em função da supressão total da vegetação ou corte seletivo por diâmetro. De acordo com Vasconcelos e Laurence (2005), perturbações no ecossistema podem causar mudanças no microclima a ponto de diminuir ou até inibir

a atividade de microrganismos decompositores, afetando a taxa de decomposição de serapilheira. Santana e Souto (2011) observaram que baixas taxas de decomposição podem estar associadas à baixa umidade do solo, em área de Caatinga.

TABELA 4 – Constantes de decomposição, obtidas por ajuste de modelo exponencial, e tempo de meia vida da fração foliar em Caatinga arbórea manejada e não manejada, em Contendas do Sincorá-BA.

TABLE 4 – Decomposition constants, obtained by exponential model adjustment, and half - life time of leaf fraction in arborea caatinga that has passed by the process of forest management and in non-handled caatinga, in Contendas do Sincorá-BA.

Tratamentos	P_0	K	r^2	EPE	$t_{1/2}$
	g	$g \cdot g^{-1} \cdot dia^{-1}$			Dias
CR	9,63	0,0028	0,946	0,59	247,55
CSDap	9,98	0,0027	0,972	0,50	256,72
CSE	10,32	0,0038	0,983	0,51	182,41
T	9,75	0,0032	0,961	0,57	216,61

Em que: P_0 - massa inicial; k - constante da decomposição; r^2 - coeficiente de determinação do ajuste para a estimativa do k; EPE- Erro-padrão da estimativa de k; $t_{1/2}$ – tempo de meia vida do folheto. CR - corte raso, CSDap - corte seletivo por diâmetro mínimo, CSE - corte seletivo por espécie, T - Caatinga não manejada, testemunha. Fonte: elaborado pela autora (2017).

A constante de decomposição (k) foi maior em CSE ($0,0038 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$), seguido de T ($0,0032 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$), apresentando valores menores em CR ($0,0028 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$) e CSDap ($0,0027 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$) (Tabela 3). Dentro de ecossistemas semelhantes, as diferenças na velocidade de decomposição podem estar associadas à qualidade do ambiente (Pinto et al., 2009) ou à qualidade do substrato (Caldato et al., 2010). Sendo assim, os resultados de k observados estão em concordância com resultados discutidos anteriormente e denotam que o corte seletivo por espécie, assim como a ausência de manejo (testemunha), proporcionou condições mais favoráveis a uma maior velocidade de decomposição.

CONCLUSÕES

O processo de decomposição foi influenciado pela qualidade do microambiente, determinada pelos diferentes tipos de manejo florestal.

A taxa de decomposição da serapilheira foliar no corte seletivo por espécie situa-se em uma posição superior aos demais manejos e próxima à Caatinga não manejada, o que é um indicativo de que este tipo de manejo proporciona condições mais favoráveis à manutenção das características originais da floresta e à reciclagem de matéria orgânica e nutrientes.

REFERÊNCIAS

ALVES, A. R. et al. Aporte e decomposição de serapilheira em área de Caatinga, na Paraíba. **Revista de Biologia e Ciência da Terra**, Campina Grande – PB, v. 6, n. 2, p. 194-203, 2006.

ANDERSON, J. D.; INGRAM, J. S. I. **Tropical soilbiology and fertility: a handbook of methods**. 2. ed. Wallingford: CAB International, 1996. 171 p.

ANDRADE, A.G. et al. A contribuição da serapilheira para a recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 23, n. 220, p. 55-63, 2003.

ARAÚJO, V. F. P. et al. Abundance and stratification of soil macroarthropods in a Caatinga Forest in Northeast Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 70, p. 737-746, 2010.

BEUCHLE R. et al. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Appl Geogr.** v. 58, p. 116-127, 2015.

CALDATO, S. L. et al. Producción y descomposición de hojarasca en la selva ombrófila mixta en el sur de Brasil. **Bosque**, v. 31, n. 1, p. 3-8, 2010.

CHAPIN, S. F. et al. Terrestrial Decomposition. In: Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. **New York: Springer**, p. 151-175, 2002.

CÉSAR, O. Produção de serapilheira na mata mesófila semidecídua da Fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 53, n. 4, p. 671-681, 1993.

COQ, S. et al. Litter mixture effects on tropical tree seedling growth. **Plant Soil**, v. 343, p. 273-286, 2011.

CORREIA, M.E.F.; ANDRADE, A.G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: (Eds.). SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, 1999. p. 197-226.

COSTA, C. C. A. et al. Análise comparativa da produção de serapilheira em fragmentos arbóreos e arbustivos em área de Caatinga na Flona de Açú-RN. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 34, n. 2, p. 259-265, 2010.

CUNHA NETO, F. V. et al. Acúmulo e decomposição da serapilheira em quatro formações florestais. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 3, p. 379-387, 2013.

DINIZ, A. R. et al. Aporte de material decíduo e nutrientes para o solo em plantio de eucalipto e floresta secundária. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 31, n. 65, p. 19-26, 2011.

ESPIG, S. A. et al. Sazonalidade, composição e aporte de nutrientes da serapilheira em fragmento de mata atlântica. **Revista Árvore**, v. 33, n. 5, p. 949-956. 2009.

EWEL, J. J. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. **Journal of Ecology**, v. 64, p. 293-308, 1976.

FERREIRA, M. L. et al. Litter fall production and decomposition in a fragment of secondary atlantic forest of São Paulo, SP, southeastern Brazil. **Revista Árvore**, v. 38, n. 4, p. 591-600, 2014.

GARIGLIO, M. A. 2010. A rede de manejo florestal da Caatinga. In: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. (orgs.) **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 368p.

GARDWOOD, N. C. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M.; PARKER, V.; SIMPSON, R. (Eds.). **Ecology of soil seed banks**. San Diego: Academic Press, 1989. p. 149-209.

GODINHO, T. O. et al. Biomassa, macronutrientes e carbono orgânico na serapilheira depositada em trecho de floresta Estacional Semidecidual Submontana, ES. **Scientia Forestalis**, v. 41, n. 97, p. 131-144, 2013.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2 ed. Rio de Janeiro, 2012. 275 p.

KOUKOURA, Z. et al., Decomposition of dominant plant species litter in semi-arid grassland. **Applied Soil Ecology**, v. 23, p. 13-23, 2003.

LIN, H. et al., Monthly variation in litterfall and the amount of nutrients in an Aleurites Montana plantation. **Forestry Studies in China**, Beijing, v. 14, n. 1, p. 30-35, 2012.

LOPES J. F. B. et al., Deposição e decomposição de serapilheira em área da Caatinga. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 3, n. 2, p. 72-79, 2009.

MAIA, S. M. F. et al., Impactos de sistemas agroflorestais e convencional sobre a qualidade do solo no Semiárido Cearense. **Rev. Árvore**, v. 30, p. 837-848, 2006.

MARAFIGA, J. S. et al., Deposição de nutrientes pela serapilheira em um fragmento de Floresta Estacional Decidual no Rio Grande do Sul. **Revista Ceres**, v. 59, n. 6, p. 765-771, 2012.

MOÇO, M. K. et al., Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte Fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 29, n. 04, p. 555-564, 2005.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano de Manejo Floresta Nacional Contendas do Sincorá** Volume I: Informações Gerais sobre a Floresta Nacional. Brasília, Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2006.

NUNES, F. P.; PINTO, M. T. C. Decomposição do folheto em reflorestamento ciliar na bacia hidrográfica do rio São Francisco, Minas Gerais. **Cerne**, Lavras, v. 18, n. 3, p. 423-431, 2012.

OLIVEIRA, E. A. et al. Richness, diversity and distribution of lianas of the Cerrado-Amazon Forest Transition, Brazil. **Plant Ecology & Diversity**, Abingdon, 2013.

PAGANO, S. N. Produção de folheto em mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 49, n. 3, p. 633-639, 1989.

PEGADO, C. M. A. et al., Decomposição superficial e subsuperficial de folhas de fava (*Phaseolus lunatus* L.) na região do Brejo da Paraíba, Brasil. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 21, n. 1, p. 218-223, 2008.

PEREIRA, G. H. A. et al., Decomposição da serapilheira, diversidade e funcionalidade de invertebrados do solo em um fragmento de Floresta Atlântica. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 29, n. 5, p. 1317-1327, 2013.

PINHEIRO E. A. R. et al., Effective root depth of the Caatinga biome. **J Arid Environ**. v. 89, p. 1-4, 2013.

PINTO, S.I.C. et al., Ciclagem de nutrientes em dois trechos de Floresta Estacional Semidecidual na reserva florestal Mata do Paraíso em Viçosa, MG, Brasil. **Revista Árvore**, v. 33, n. 4, p. 653-663, 2009.

- SANCHES, L. et al., Dinâmica sazonal da produção e decomposição de serapilheira em floresta tropical de transição. **Rev. Bras. Eng. agríc. Ambient.**, v. 13, n. 2, p. 183-189, 2009.
- SANTANA, J. A. S.; SOUTO J. S. Produção de serapilheira na Caatinga da região semiárida do Rio Grande do Norte, Brasil. **IDESIA**, v. 29, n. 2, p. 87-94, 2011.
- SCOLFORO, J. R. S. Equações de volume, peso de matéria seca e produção de cortiça do pau-santo (*Kielmeyera coriacea*), em Minas Gerais. In: SCOLFORO, J.R.S.; OLIVEIRA, A. D.; ACERBI, F. W. J. (Org.). **Inventário florestal de Minas Gerais: equações de volume, peso de matéria seca e carbono para diferentes fitofisionomias da flora nativa**. Lavras: UFLA, v. 1, p. 149-169, 2008.
- SILVA, C. F. et al., Fauna edáfica em áreas de agricultura tradicional no entorno do Parque Estadual da Serra do Mar em Ubatuba (SP). **Revista de Ciências Agrárias**, Belém, v. 52, p. 107-115, 2009.
- STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. New York: Willey & Sons Inc., 1994. 496 p.
- THOMAZ C. et al., Análise da degradação da Caatinga no núcleo de desertificação do Seridó (RN/PB). **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.**, v. 13, p. 961-974, 2009.
- VASCONCELOS, H. L.; LAURENCE, W. F. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. **Ecosystem Ecology**, v. 144, p. 456-462, 2005.
- VIEIRA, M. et al., Deposição de serapilheira e nutrientes em plantio de *Eucalyptus urophylla* × *E. globulus*. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 21, n. 3, p. 327-338, 2014.

3. CONCLUSÕES GERAIS

A macrofauna do solo mostrou-se sensível à variação sazonal e aos diferentes sistemas de manejo florestal.

De forma geral, os cortes seletivos mostraram-se sistemas mais conservacionistas de uso da Caatinga, apresentando um número de indivíduos e de grupos da macrofauna edáfica próximo à Caatinga não manejada e superior ao manejo por corte raso.

O sistema de manejo mais favorável à manutenção biológica foi o corte seletivo por espécie, já que proporciona maior densidade e diversidade da macrofauna do solo.

Tanto na Caatinga submetida aos diferentes manejos quanto na não manejada, os grupos predominantes foram Isoptera, Formicidae, larvas de Coleóptera e Chilopoda.

O processo de decomposição foi responsivo à qualidade do microambiente proporcionado pelos diferentes tipos de manejo da Caatinga.

No que se refere à taxa de decomposição da serapilheira foliar, o corte seletivo por espécie (CSE) situa-se em uma posição superior em relação aos demais manejos, e próxima à Caatinga não manejada, o que é um indicativo de que o CSE proporciona condições mais favoráveis à manutenção das características do meio e à reciclagem de matéria orgânica e nutrientes.

4. REFERÊNCIAS

ABER, J. D; MELILO, J. M. **Terrestrial ecosystems**. Reinhart & Wintson, Inc. Orlando, FL. USA. 1991, 428p.

ANDIVIA, E. et al., Nutrients return from leaves and litterfall in a Mediterranean Cork Oak (*Quercus Suber* L.) forest in Southwestern Spain. **European Journal of Forest Research**, Berlin, v. 129, n. 1, p. 5-12, 2010.

ARAÚJO FILHO, J. A. de. **Manejo pastoril sustentável da caatinga**. Recife, PE: Projeto Dom Helder Camara, 2013. 200p.

ARAÚJO V. F. P. et al., Abundance and stratification of soil macroarthropods in a Caatinga Forest in Northeast Brazil. **Braz. J. Biol**, v. 70, p. 737-746 2010.

BARETTA, D. et al., Earthworm populations sampled using collection methods in Atlantic Forests with *Araucaria angustifolia*. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, p. 384-392, 2007.

BARETTA, D. et al., Fauna edáfica e qualidade do solo. In: KLAUBERG-FILHO, O.; MAFRA, A. L.; GATIBONI, L. C. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2011. v. 7, p. 141-192.

BRASIL. Lei nº 12651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção a vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm> Acesso em: 28 jan. 2017.

BRASIL. Lei Complementar nº 140 de 8 de dezembro de 2011. Fixa normas, nos termos dos incisos III, VI e VII do caput e do parágrafo único do art. 23 da Constituição Federal, para a cooperação entre a União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios nas ações administrativas decorrentes do exercício da competência comum relativas à proteção das paisagens naturais notáveis, à proteção do meio ambiente, ao combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, da fauna e da flora; e altera a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Publicada no DOU de 9.12.2011 e retificado em 12.12.2011. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/LCP/Lcp140.htm>. Acesso em: 28 Jan 2017.

BROWN, G. G. et al., **Macrofauna do solo em sistemas agroflorestais e Mata Atlântica em regeneração nos municípios de Barra do Turvo, SP, e Adrianópolis, PR**. Colombo: Embrapa Florestas, 2009. 51 p. (Embrapa Floresta. Documentos, 184).

CAVALCANTE, A. **Cactos do semiárido do Brasil: guia ilustrado/ Arnóbio Cavalcante, Marcelo Teles, Marlon Machado**. Campina Grande: INSA, 2013.

CHAPIN, S. F. et al., Terrestrial Decomposition. In: **Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology**. New York: Springer, 2002. p. 151-175.

CORREIA, M. E. F.; OLIVEIRA, L.C.M. **Fauna de solo**: aspectos gerais e metodológicos. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2000. 46 p. (Documentos, 112).

COSTA, G. S. et al., Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em povoamento de *Eucalyptus grandis* no norte fluminense. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 29, n. 4, p. 563-570, 2005.

COQ, S. et al., Litter mixture effects on tropical tree seedling growth. **Plant Soil**, v. 343, p. 273–286, 2011.

CUSACK, D. F. et al., Controls on long-term root and leaf litter decomposition in neotropical forests. **Global Change Biol**, v. 15, p. 1339–1355, 2009.

DECAËNS, T. et al., Soil macrofauna communities in permanent pastures derived from tropical forest or savanna. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 103, p. 301-312, 2004.

DRUMOND, M. A. et al. **Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade do bioma Caatinga: estratégias para uso sustentável da biodiversidade da Caatinga**. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 2000. 23p.

FERREIRA, M. L. et al., Litter fall production and decomposition in a fragment of secondary atlantic forest of São Paulo, SP, southeastern Brazil. **Revista Árvore**, v. 38, n. 4, p. 591-600, 2014.

GODINHO, T. O. et al., Biomassa, macronutrientes e carbono orgânico na serapilheira depositada em trecho de floresta Estacional Semidecidual Submontana, ES. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 41, n. 97, p. 131-144, 2013.

GOMES, M. J. S. et al., Geração de renda e o manejo florestal em assentamentos de Pernambuco. **Revista de Política Agrícola**. Ministério da Agricultura. Ano XXII, n. 4, p. 56-66. Out./Nov./Dez, 2013.

GOLLEY, F. B. **Tropical rain forest ecosystems: structure and function**. Elsevier: Amsterdam, 1983.

HAAG, H. P. A nutrição mineral e o ecossistema. In: CASTRO, P. R. C.; FERREIRA, S. O.; YAMADA, T. **Ecofisiologia da produção agrícola**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1987. p. 49-52.

IMAI, N. et al. Effects of selective logging on tree species diversity and composition of Bornean tropical rain forests at different spatial scales. **Plant Ecology**, v. 213, p. 1413-1424, 2012.

KIILL, L. H. et al., **Caatinga**: flora e fauna ameaçadas de extinção. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. EMBRAPA Semiárido. 2009. Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br>>. Acesso em: 28 jan. 2017.

LAVELLE, P.; SPAIN, A. V. **Soil ecology**. Dordrecht: Kluwer Academic Pub., 2001. 654p.

LAVELLE, P. et al., Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, p. 3-15, 2006. Supplement 1.

LEAL, I. R. et al., Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 139-146, 2005.

MACHADO D. L. et al., Fauna edáfica na dinâmica sucessional da Mata Atlântica em floresta estacional semidecidual na bacia do Rio Paraíba do Sul - RJ. **Ciência Florestal**, v. 25, p. 91-106, 2015.

MENEZES C. E. G. Macrofauna edáfica em estádios sucessionais de floresta estacional e pastagem mista em Pinheiral (RJ). **R. Bras. Ci. Solo**, v. 33, p. 1647-1656, 2009.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. Caatinga. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/caatinga>>. Acesso em: 29 nov. 2016.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Manejo sustentável dos recursos florestais da Caatinga. Natal: Secretaria de Biodiversidade e Florestas/Departamento de Florestas/Programa Nacional de Florestas/Unidade de Apoio do PNF no Nordeste, 2008. 28p.

MOREIRA, F. M. S. et al., **Manual de biologia dos solos tropicais: amostragem e caracterização da biodiversidade**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2010. 368 p.

MOURA A. C. A. Primate Group Size and Abundance in the Caatinga Dry Forest, Northeastern Brazil. **International Journal of Primatology**, v. 28, n. 6, p. 1279-1297, 2007.

NUNES, F. P.; PINTO, M. T. C. Decomposição do folheto em reflorestamento ciliar na bacia hidrográfica do rio São Francisco, Minas Gerais. **Cerne**, v. 18, n. 3, p. 423-431, 2012.

PAGANO, S.N.; DURIGAN, G. Aspectos da ciclagem de nutrientes em matas ciliares do oeste do estado de São Paulo, Brasil. In: Rodrigues, R.R; Leitão Filho H.F. (eds). **São Paulo**: matas ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: Editora da USP: Fapesp, p. 109-123, 2000.

PEGADO, C. M. A. et al., Decomposição superficial e subsuperficial de folhas de fava (*Phaseolus lunatus* L.) na região do Brejo da Paraíba, Brasil. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 21, n. 1, p. 218-223, 2008.

RIEGELHAUPT, E. et al., O manejo florestal como ferramenta para o uso sustentável e conservação da caatinga. In: GARIGLIO, M. A. et al., **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 349-367.

RIEGELHAUPT, E. M.; PAREYN, F. G. C. A questão energética. In: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. (Eds). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 65-75.

SAMPAIO, E. V. S. B.; MENEZES, R. S. C. Perspectivas de uso do solo no semiárido nordestino. In: ARAUJO, Q. R. **500 anos de uso do solo no Brasil**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. p. 339-363.

SAMPAIO, E. C. S. B. Características e potencialidades. In: **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 29-48.

SCHUMACHER, M. V. et al., Retorno de nutrientes via deposição de serapilheira em um povoamento de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) no estado do Rio Grande do Sul. **Revista Árvore**, v. 27, n. 6, p. 791-798, 2003.

SCHNEIDER, P. R.; FINGER, C. A. G. **Manejo Sustentado de Florestas Inequiânes Heterogêneas**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria. Departamento de Ciências Florestais, 2000.

SCHISTEK, H. Caatinga, um bioma desconhecido e a “Convivência com o Semi Árido”, **Revista do Instituto Humanitas Unisinos**, n. 389 p. 6-8, 2012.

SCORIZA, R. N.; CORREIA, M. E. F. Fauna do solo como indicadora em fragmentos florestais na Encosta de Morrotes. **Floresta e Ambiente**. v. 23, p. 598-601, 2016.

SILVA, R. M. A. da. **Entre o Combate à Seca e a Convivência com o Semiárido: transições paradigmáticas e sustentabilidade do desenvolvimento**. 2006. 298 p. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) – Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, 2006.

SILVA, L. B. **Variação na estrutura da madeira de quatro espécies da Caatinga Nordestina e seu potencial para o desenvolvimento sustentável**. 2006. 116 p. Tese (Doutorado em Botânica) – Departamento de Ciências Biológicas. Universidade Estadual de Feira de Santana.

SILVA, J. M. C. et al., **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília (DF), 2004.

SILVA, G. C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Biomassas de partes aéreas em plantas da Caatinga. **R. Árvore**. v. 32, n. 3, p. 567-575, 2008.

SILVA, R. F. et al., Macrofauna invertebrada do solo em sistema integrado de produção agropecuária no Cerrado. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 30, p. 725-731, 2008.

SILVA, L. B. et al. Anatomia e densidade básica da madeira de *Caesalpinia pyramidalis* Tul. (Fabaceae), espécie endêmica da caatinga do Nordeste do Brasil. **Acta bot. Bras.** v. 23, n.2, p. 436-445, 2009.

SMITH, R. L.; SMITH, T. M. **Ecologia**. Madrid: Pearson Educación S. A., 2001.

TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. Conhecimento sobre plantas lenhosas da caatinga: lacunas geográficas e ecológicas. In: SILVA, J. M. C. da; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T. da; LINS, L. V. (Org.). **Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente: Universidade Federal de Pernambuco, p. 101-111, 2004.

TEIXEIRA, M. B. et al., Decomposição e ciclagem de nutrientes dos resíduos de quatro plantas de cobertura do solo. **Idesia**, v. 30, n. 1, p. 55-64, 2012.

VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. **Ecosystem Ecology**, v. 144, p. 456-462, 2005.

VICENTE N. M. F. et al., Fauna edáfica auxiliando a recuperação de áreas degradadas do Córrego Brejaúba, MG. **Floresta e Ambiente**, v. 17, p. 104-110, 2010.

VIVANCO, L.; AUSTIN, A. T. Tree species identity alters forest litter decomposition through long-term plant and soil interactions in Patagonia, Argentina. **J. Ecol.**, v. 96, p. 727- 736, 2008.

ZIMMERMAN, B. L.; KORMOS, C. F. Prospects for sustainable logging in tropical forests. **BioScience**, v. 62, n. 5, p. 479-487, 2012.

WIEDER, W. et al., Controls over leaf litter decomposition in wet tropical forests. **Ecology**, v. 90, p. 3333-3341, 2009.