

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

PABLO ACÁCIO DOS SANTOS SOUZA

**BIOMASSA MICROBIANA E RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO EM
ÁREAS DE USO FORRAGEIRO NO BIOMA CAATINGA**

RECIFE

2022

Pablo Acácio dos Santos Souza
Licenciado em Ciências Biológicas

**Biomassa microbiana e respiração basal do solo em áreas de uso forrageiro no bioma
Caatinga**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientadora:
Profa. Dra. Ana Dolores Santiago de Freitas

Coorientadores:

Dr. Everardo Valadares de Sá Barretto Sampaio
Dr. Aldo Torres Sales

**Recife
2022**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S729b

Souza, Pablo Acácio dos Santos

Biomassa microbiana e respiração basal do solo em áreas de uso forrageiro no bioma Caatinga / Pablo Acácio dos Santos Souza. - 2022.

73 f. : il.

Orientadora: Ana Dolores Santiago de Freitas.

Coorientadora: Everardo Valadares de Sa Barretto Sampaio.

Inclui referências e apêndice(s).

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Recife, 2022.

1. Semiárido. 2. Matéria orgânica. 3. Ciclagem de nitrogênio e carbono. 4. Uso do solo. I. Freitas, Ana Dolores Santiago de, orient. II. Sampaio, Everardo Valadares de Sa Barretto, coorient. III. Título

CDD 631.4

PABLO ACÁCIO DOS SANTOS SOUZA

Biomassa microbiana e respiração basal do solo em áreas de uso forrageiro no bioma Caatinga

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre/Doutor em Ciência do Solo.

Aprovada em 21 de fevereiro de 2022

Profa. Dra Ana Dolores Santiago de Freitas

Orientadora

Universidade Federal Rural de Pernambuco

BANCA EXAMINADORA

Dr. Paulo Ivan Fernandes Júnior

Embrapa Semiárido

Prof. Dr. Rômulo Simões Cesar Menezes

Universidade Federal de Pernambuco

Ao meu primo/irmão, Valdeci Fostino de Souza Neto (*in memoriam*), por todo ensinamento e amor. Sua lembrança me inspira e me faz persistir.
Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deusa e a espiritualidade maior por todas as boas energias e direcionamento.

À minha ancestralidade, pois sem os que vieram antes de nós, não estaríamos aqui.

Às mulheres da minha vida, Geilza Maria da Silva (avó), Nadir Regina de Souza (tia), Mayara Melissa da Silva (prima) e Unna Caetano (namorada), que estão sempre cuidando de mim.

À Profa. Dra. Ana Dolores Santiago de Freitas, por sua orientação e amizade.

Aos meus co-orientadores, Prof. Dr. Everardo Sampaio e Prof. Dr. Aldo Sales, por toda assistência prestada.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), por todo apoio e infraestrutura cedida.

Aos amigos e colegas da pós-graduação, Djennyfer, Maria Nazaré, Joel, Andressa, Maryana, Marcondes, Aline, Iza, Isamor, Marilya, Cintia, Stella, Petrônio, Rita e Luiz.

Ao meu grupo de pesquisa, Profa. Dra. Caroline Etiene, Edilândia, Jessica Gomes, Augusto, Leandro, Ian, Laura, Jessyca Adriana, Sueide e, em especial, Juscélia, que tanto me ajudou dentro e fora do laboratório.

Ao Departamento de Energia Nuclear (DEN), pelo suporte.

Aos amigos e colegas do DEN, Ithalo, Habila, Bárbara, Dário e especialmente a Natache pelo auxílio, sobretudo com as análises de nitrogênio.

À Associação Plantas do Nordeste (APNE), pela participação na coleta do solo.

A José Ribeiro da Silva Neto, por ser um excelente profissional e pessoa. Sua atuação em campo foi crucial para a execução desse projeto. Obrigado por todo ensinamento.

À CAPES, pela concessão da bolsa

Ao ONDACBC por todo apoio.

Agradeço também a todos que, diretamente e indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

“Por que nos causa desconforto a sensação de estar caindo? A gente não fez outra coisa nos últimos tempos senão despencar. Cair, cair, cair. Então por que estamos grilados agora com a queda? Vamos aproveitar toda a nossa capacidade crítica e criativa para construir paraquedas coloridos.”

Ailton Krenak

Biomassa microbiana e estoques de carbono e nitrogênio do solo em áreas de uso forrageiro no bioma Caatinga

RESUMO

Na Caatinga, a pecuária é a principal atividade antrópica, sendo capaz de causar alterações a longa escala de tempo. O conhecimento sobre o efeito do uso forrageiro na biomassa microbiana neste bioma é limitado, entretanto é fundamental para a compreensão do fluxo de C e N, assim como para a elaboração de um plano de manejo e de políticas públicas sustentáveis. O objetivo deste trabalho é estimar a atividade da biomassa microbiana e a respiração basal do solo em áreas de uso forrageiro no bioma Caatinga após 3 anos de exclusão de animais. Foram analisadas 4 parcelas permanentes de estudos ecológicos, implementadas nas Estações Experimentais do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), nos municípios de São Bento do Una, Arcoverde, Sertânia e Araripina. Nestas áreas foram instaladas 3 parcelas permanentes representando os principais tipos de uso do solo: caatinga fechada, caatinga aberta e pastagem herbácea. As parcelas foram cercadas para impedir a entrada dos animais, possibilitando a regeneração vegetal. As amostragens para as avaliações realizadas no presente estudo aconteceram após 3 anos de implantação das parcelas. Para avaliar a atividade da biomassa microbiana do solo as amostragens foram repetidas no período seco e chuvoso, sendo coletadas em seis pontos aleatórios, na profundidade de 0-20 cm, sendo extraído uma subamostra do solo coletado, para determinações físico-químicas. O carbono e o nitrogênio da biomassa microbiana foram determinados pelo método de irradiação-extração. A respiração basal do solo foi determinada usando o método de absorção alcalina. No período seco a RBS não diferiu entre caatinga fechada e pastagem herbácea, entretanto apresentou um aumento de 12,5% na caatinga aberta. A sazonalidade não influenciou as diferentes coberturas. O C-BMS não diferiu entre as áreas de caatinga aberta e as áreas de pastagem herbácea. No período seco, as áreas de caatinga fechada apresentaram C-BMS 52% maior que as demais. No período chuvoso, houve diminuição nos teores do C-BMS das áreas de caatinga aberta e de pastagem herbácea, de 36% e 38%, respectivamente. No período seco, a caatinga fechada apresentou C-BMS 72,7% maior que a caatinga aberta e pastagem herbácea. O N-BMS não apresentou diferença entre as diferentes coberturas e períodos. O qCO_2 foi baixo em todas as coberturas. No período seco não houve diferença entre as coberturas. Já no período úmido as áreas de caatinga fechada apresentaram qCO_2 menores. A sazonalidade influenciou apenas a pastagem herbácea que apresentou valor menor no período seco. Portanto, em ambientes mais preservados (caatinga fechada) os atributos biológicos têm menor flutuação entre os períodos. Após três anos de exclusão animal, a biomassa microbiana do solo da pastagem herbácea já vem se comportando como a da caatinga aberta, mostrando que a Caatinga possui potencial de, em pouco, restabelecer sua comunidade microbiana.

PALAVRAS-CHAVE: Semiárido. Matéria orgânica. Ciclagem de nitrogênio e carbono. Uso do solo.

Microbial biomass and soil carbon and nitrogen stocks in forage use areas in the Caatinga biome

ABSTRACT

In the Caatinga, livestock is the main human activity, being able to cause changes over a long time scale. Knowledge about the effect of forage use on microbial biomass in this biome is limited, however it is fundamental for understanding the flow of C and N, as well as for the elaboration of a management plan and sustainable public policies. The objective of this work is to estimate microbial biomass activity and soil basal respiration in forage use areas in the Caatinga biome after 3 years of animal exclusion. Four permanent plots of ecological studies were analyzed, implemented in the Experimental Stations of the Instituto Agronômico de Pernambuco (IPA), in the municipalities of São Bento do Una, Arcoverde, Sertânia and Araripina. In these areas, 3 permanent plots were installed, representing the main types of land use: closed caatinga, open caatinga and herbaceous pasture. The plots were fenced to prevent the entry of animals, enabling plant regeneration. The samplings for the evaluations carried out in the present study took place after 3 years of implantation of the plots. To evaluate the microbial biomass activity of the soil, the samples were repeated in the dry and rainy seasons, being collected in six random points, in the depth of 0-20 cm, being extracted as a subsample of the collected soil, for physicochemical determinations. The carbon and nitrogen of the microbial biomass were determined by the irradiation-extraction method. Basal soil respiration was determined using the alkaline absorption method. In the dry period, RBS did not differ between closed caatinga and herbaceous pasture, however it presented an increase of 12.5% in open caatinga. Seasonality did not influence the different coverages. The C-BMS did not differ between areas of open caatinga and areas of herbaceous pasture. In the dry period, the closed caatinga areas presented C-BMS 52% higher than the others. In the rainy season, there was a decrease in the levels of C-BMS in areas of open caatinga and herbaceous pasture, by 36% and 38%, respectively. In the dry period, the closed caatinga presented C-BMS 72.7% higher than the open caatinga and herbaceous pasture. The N-BMS showed no difference between the different coverages and periods. The qCO_2 was low in all coverages. In the dry period there was no difference between the coverages. In the wet period, the closed caatinga areas showed lower qCO_2 . Seasonality influenced only the herbaceous pasture, which showed a lower value in the dry period. Therefore, in more preserved environments (closed caatinga) the biological attributes fluctuate less between periods. After three years of animal exclusion, the microbial biomass of the herbaceous pasture soil is already behaving like that of the open caatinga, showing that the Caatinga has the potential to, in a short time, restore its microbial community.

KEYWORDS: Semiarid. Organic matter. Nitrogen and carbon cycling. Use of the soil.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Distribuição das unidades de pesquisa de longo prazo da Caatinga em diferentes municípios de Pernambuco32
- Figura 2** – Fotos da área de caatinga fechada em São Bento do Una – PE34
- Figura 3** – Fotos da área de caatinga aberta em Sertânia – PE34
- Figura 4** – Fotos da área de pastagem herbácea em Arcoverde – PE35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características dos municípios onde foram implantadas as parcelas permanentes ..33	
Tabela 2 – Atributos químicos dos solos sob caatinga fechada, caatinga aberta e herbáceas nas parcelas permanentes38	
Tabela 3 – Atributos físicos dos solos sob caatinga fechada, caatinga aberta e herbáceas nas parcelas permanentes39	
Tabela 4 – Atividade biológica: respiração basal do solo, C e N da biomassa microbiana e quociente metabólico.....46	

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

C – Carbono

C-BMS – Carbono da biomassa microbiana do solo

CO₂ - Dióxido de carbono

FBN - Fixação biológica de nitrogênio

FTSS - Floresta tropical sazonalmente seca

GEE - Gases do efeito estufa

MO - Matéria Orgânica

N - Nitrogênio

N-BMS – Nitrogênio da biomassa microbiana do solo

NO - Monóxido de nitrogênio

NO_x - Óxidos de nitrogênio ou óxido nitroso

N₂- Dinitrogênio

NO₂ - dióxido de nitrogênio

qCO₂ - Quociente metabólico

qMic – Quociente microbiano

RBS - Respiração basal do solo

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
1.1 Hipóteses	16
1.2 Objetivos	16
1.2.1 <i>Objetivo Geral</i>	16
1.2.2 <i>Objetivos Específicos</i>	17
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1 Caatinga	17
2.2 A caatinga como fonte de alimentação para a agropecuária no Semiárido brasileiro	19
2.3 Efeito da pecuária na caatinga	20
2.4 O Nitrogênio na atividade agropecuária e poluição	22
2.5 Carbono e aquecimento global	24
2.6 Micro-organismos como indicadores de qualidade do solo	26
2.8 Importância de estudos ecológicos de longa duração	28
3 MATERIAL E MÉTODOS	29
3.1 Áreas de estudo e protocolo de implantação das parcelas	29
3.2 Amostras do solo	33
3.3 Determinação dos atributos químicos e físicos dos solos	33
3.4 Avaliação da atividade da biomassa microbiana do solo	35
3.4.1 Estimativas do carbono e do nitrogênio da biomassa microbiana do solo	35
3.4.2 Respiração basal do solo	39
3.4.3. Quociente metabólico	39
3.5.4 Análises estatísticas	40
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
4.1 Efeitos gerais da sazonalidade e das coberturas do solo sobre a atividade da biomassa microbiana do solo	41
4.2 Efeitos da sazonalidade e das coberturas do solo sobre a atividade da biomassa microbiana do solo em cada área de estudo	49
4.3 Análises multivariadas	60
6 CONCLUSÕES	61
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	61
APÊNDICES	78

1. INTRODUÇÃO

A Caatinga é o bioma que abriga a maior área de floresta tropical sazonalmente seca (FTSS) do mundo. Está localizada no nordeste brasileiro e ao norte de Minas Gerais. Apresenta grande biodiversidade, variabilidade edafoclimática e endemismo. Mesmo assim, grande parte da vegetação nativa (caatinga) já foi desmatada, sendo considerado o terceiro bioma mais degradado do Brasil. Ainda hoje ocorre substituição da vegetação nativa por pastagem e área de cultivo, gerando vastas áreas degradadas que, devido à exaustão ou baixa produtividade, são abandonadas, levando à presença de desiguais estágios de regeneração e padrões de diferentes usos da terra.

Embora o nitrogênio e o carbono sejam elementos essenciais, sendo necessários para formação de várias biomoléculas, assim como para o funcionamento de diversos processos metabólicos, podem ser encontrados na forma dos gases relacionados ao efeito estufa, como óxido nitroso e dióxido de carbono. O desequilíbrio de seus ciclos, devido à maior liberação e menor sequestro e estoque, pode causar problemas ambientais, climáticos e na saúde humana. Com o aumento populacional e desenvolvimento tecno-industrial, ocorreu um aumento alarmante destes gases.

O solo é capaz de armazenar até três vezes mais carbono que a vegetação terrestre e até duas vezes mais que a atmosfera, possuindo assim um dos maiores estoques dos ecossistemas globais, perdendo apenas para os oceanos. Devido a isso, o solo exerce grande influência nas mudanças climáticas e seu uso deve ser feito com cuidado, visto que ele pode atuar como fonte ou dreno de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera. O carbono orgânico no solo também está ligado a outros nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo, influenciando a disponibilidade e ciclagem desses elementos.

Na ciclagem do nitrogênio e do carbono ocorre interação solo-planta-atmosfera, com grande atuação da microbiota do solo. Mudanças no uso da terra levam a modificações na estrutura do solo, na disponibilidade hídrica e a variações microclimáticas que afetam diretamente os micro-organismos do solo, influenciando, assim, a ciclagem de nutrientes.

Em ambientes onde o clima exerce influência limitante para a agricultura, como nas FTSS, a pecuária torna-se uma atividade importante. No Semiárido brasileiro, as criações são, principalmente, de pequenos ruminantes, sendo a vegetação nativa (caatinga) a maior parte da dieta animal. Entretanto, essas pastagens nativas, em geral, apresentam baixa produtividade, que é ainda mais comprometida no período de estiagem, quando a serapilheira passa a ser a principal fonte alimentar. Embora a vegetação nativa da Caatinga seja usada como principal

fonte alimentar para agropecuária desde a colonização portuguesa, a mesma geralmente é mal manejada e submetida ao sobrepastejo.

Desta forma, a pecuária é a principal atividade antrópica na Caatinga, causando alterações ambientais difíceis de serem averiguadas em pesquisas de curta duração, só percebidas em longa escala de tempo. O pastejo exerce influência sobre a dinâmica do carbono e nitrogênio do solo, pois altera a cobertura vegetal do solo, diminuindo a biodiversidade e os aportes de biomassa vegetal e serapilheira. Além da diminuição dos aportes, a atividade da microbiota do solo é alterada, possivelmente contribuindo para perdas do C e do N estocados principalmente nas camadas mais superficiais dos solos. Por fim, problemas relacionados à disseminação de espécies invasoras e a modificações de atributos físicos do solo, como a compactação, também contribuem para a diminuição nos estoques de C e N. O gado, por sua vez, contribui com a liberação de GEE, seja através do estímulo da atividade microbiana ocasionada pela adição de matéria orgânica, oriunda de suas excretas, seja por meio de produção entérica.

O uso impróprio e insustentável da vegetação natural da Caatinga, seja as matas nativas ou as compostas por espécies introduzidas, e das pastagens cultivadas como suporte forrageiro, acarreta grande vulnerabilidade alimentar do rebanho pecuário e a condição das áreas de uso forrageiro no bioma é preocupante. O sobrepastejo, comum na região, impede o ciclo anual das plantas herbáceas, afetando a população das espécies forrageiras, reduzindo a produção de serapilheira e a entrada de nutrientes no sistema, deteriorando progressivamente os recursos do solo e da vegetação, acentuando os efeitos da seca e aumentando a extensão de áreas em processo de desertificação. Essas diversas transformações conjugam-se e provocam redução na ciclagem de nutrientes, composição botânica e acúmulo de fitomassa total e forrageira, diminuindo a capacidade de regeneração do ecossistema. A conversão de ecossistemas naturais em pastagens provoca alterações profundas nas propriedades e na qualidade do solo, que muitas vezes obriga que as áreas com uso forrageiro sejam abandonadas (pousio) até a recuperação de seu potencial produtivo, antes de novo ciclo de exploração.

Assim como em outros biomas, na Caatinga, a descontinuidade das pesquisas torna-se um problema, pois leva à desatualização de dados, dificultando uma compreensão mais aprofundada a respeito das alterações ecológicas e da conservação ambiental. O conhecimento dos efeitos do pastejo sobre a atividade microbiana e seu impacto sobre a ciclagem de carbono e nitrogênio em diferentes situações de cobertura vegetal no bioma Caatinga, assim como em outras FTSS do mundo, é limitado. O entendimento sobre a funcionalidade desses processos

pode exercer um importante papel no estabelecimento de práticas de melhor uso de áreas pastejadas, preenchendo lacunas sobre os fluxos de C e N, e permitindo, assim, a elaboração de políticas públicas e planos de manejo sustentável.

1.1 HIPÓTESES

O uso forrageiro acarreta processos de degradação do solo, que podem ser estimados por medidas da atividade da biomassa microbiana e respiração basal do solo.

Estimativas da atividade da biomassa microbiana subsidiam o entendimento da recuperação da qualidade do solo de áreas de uso forrageiro no bioma Caatinga.

A conversão da vegetação nativa da Caatinga em pastagem reduz a atividade da biomassa microbiana.

A atividade da biomassa microbiana no solo de áreas de uso forrageiro no bioma Caatinga é influenciada pela sazonalidade.

A regeneração da vegetação nativa, com a suspensão da atividade pastoril, resulta em aumento da biomassa microbiana do solo, indicando recuperação da qualidade do solo.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GERAL

Estimar a atividade da biomassa microbiana e a respiração basal do solo em áreas de uso forrageiro no bioma Caatinga após três anos de exclusão de animais.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Estimar as dinâmicas sazonais (estação seca e estação chuvosa) da atividade da biomassa microbiana e respiração basal do solo, em parcelas permanentes em áreas de uso forrageiro no bioma Caatinga após três anos de exclusão de animais.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 CAATINGA

A caatinga é uma floresta tropical sazonalmente seca (FTSS), presente no Brasil. É marcada por duas diferentes estações (seca e úmida), que exerce grande influência sobre a atividade de fauna e flora (OLIVEIRA et al., 2021). Diferente das outras FTSS's na América do Sul que são separadas em manchas, o bioma caatinga é formado por um sistema contínuo e funcional (SANTOS et al., 2012). Ocupa aproximadamente 912.529 km² (TABARELLI et al., 2018), correspondendo a 11% do território nacional e 54% do nordeste brasileiro (IBGE, 2017). Está presente em todos os estados do nordeste, em diferentes proporções e também ao norte de Minas Gerais (SILVA et al., 2017). A caatinga corresponde à maior área de floresta seca sazonal remanescente no mundo (ALMEIDA et al. 2016). Compreende cerca de 31% da área de FTSS na região neotropical (QUEIROZ et al., 2017). Também é considerada uma das 37 maiores áreas silvestres do mundo (AGUIAR; LACHER; SILVA, 2002).

De origem Tupi, caatinga significa mata branca. Este nome é empregado devido a queda das folhas da vegetação caduca no período seco, como mecanismo de sobrevivência a longos períodos de estiagem, resultando em troncos despídos e esbranquiçados (CASTRO; CAVALCANTE, 2011). A vegetação é composta por diferentes estratos, sendo o arbustivo e arbóreo caducifólios e perenes e o herbáceo anual e/ou bianual. A depender de como esses estratos se agrupam, a Caatinga pode apresentar fisionomia fechada ou aberta (NASCIMENTO; ALVES, 2008).

Na caatinga o clima predominante é o semiárido, com irregularidade pluviométrica, com temperatura média variando entre 25°C a 30°C, podendo chegar a 40°C (MOURA et al., 2016), precipitação entre 300 e 800 mm anuais e evapotranspiração potencial de cerca de 2000 mm, resultando em déficit hídrico na maior parte do ano (ARAÚJO, 2011) Apresenta relevos relativamente planos, com variações entre 300 a 500 m, como também brejos de altitude com cerca de 1000 m. As regiões mais elevadas apresentam maior precipitação e umidade, (MAIA, 2012). Ambientes com escassez d'água contribuem para o crescimento desigual da vegetação expondo parte do solo (BRADY; WEIL, 2009). A região também apresenta alta radiação solar, baixa umidade relativa e baixa nebulosidade (ANDRADE et al., 2017).

O relevo, juntamente com a disponibilidade hídrica, promovem alta variabilidade na vegetação, possibilitando a formação de florestas úmidas, cerrados e campos rupestres (ALVES, 2007). Na Caatinga foram catalogadas mais de quatro mil e duzentas plantas vasculares (FILARDI et al, 2018), em que 18 gêneros e 318 espécies apresentaram

endemismo (GIULIETTI et al., 2006). A caatinga é caracterizada por vegetação xerófila, como cactos, suculentas, bromeliáceas, crassuláceas, lenhosas, espinhosas, decíduas e semidecíduas, (SÁNCHEZ; 2018). A sazonalidade da região foi um dos principais agentes seletivos na evolução das plantas (LIMA et al., 2012), que apresentam vários mecanismos capazes de resistir ao estresse hídrico (MENDES et al., 2017). Devido às atividades antrópicas, várias espécies estão ameaçadas de extinção (SILVA et al., 2015).

Apresenta chuva pouco distribuída no tempo e no espaço, podendo ocorrer com alta intensidade, mas curta duração. A precipitação no nordeste brasileiro também é influenciada pela temperatura da superfície do mar no oceano Atlântico tropical (MOURA; SHUKLA, 1981). Entre 2010 e 2020, ocorreu a seca mais severa das últimas décadas, sendo agravada no período de 2012 a 2016 (SILVA et al., 2020). Com a mudança climática é esperado um aumento de 3°C a 6°C e uma redução de 22% na chuva na caatinga (FIELD; BARROS, 2014).

Condições físicas e climáticas diversas favorecem a formação de diferentes tipos de solo, constituindo na Caatinga um verdadeiro mosaico composto por cerca de quinze classes de solo, apresentando a maior variabilidade nacional. Os solos em geral são ricos quimicamente, porém rasos ou pouco profundos, podendo apresentar camadas de impedimento e afloramento rochoso. Em áreas com alta evapotranspiração potencial e baixo regime de chuvas, os solos podem exibir caráter salino e/ou sódico (ARAÚJO FILHO, 2013).

Ações antrópicas como o cultivo e pecuária modificaram cerca de 16.141 km² (SOUZA; MENEZES; CÂMARA, 2015). Entre 1990 a 2010 foram perdidos 15000 km² de cobertura de árvores (BEUCHLE et al., 2015). Entre 2013 a 2015 houve a redução de aproximadamente 2.156,18 ha de áreas cobertas por corpos d'água, cerca de 50% do total. Neste mesmo período ocorreu crescimento anual da agropecuária em detrimento da redução de mata nativa (DA SILVA, et al., 2020). Estas mudanças no uso da terra contribuem com o aumento da vulnerabilidade na caatinga, que já é considerada frágil, levando a secas mais longas e severas.

Seu comprovado valor ecossistêmico, ampla diversidade de fauna e flora, interações ecológicas raras como a dispersão de sementes por répteis, coloca a Caatinga como zona primária para a conservação genética. Entretanto, é o terceiro bioma mais degradado no Brasil, ficando atrás apenas da Mata Atlântica e do Cerrado, cerca de 80% de sua vegetação nativa já foi modificada por ações antropogênicas como desmatamento, agricultura e pecuária, parte dela está em processo irreversível de degradação levando a desertificação (MYERS et al., 2000). Apenas 7,8% da Caatinga é legalmente protegida (PACHECO et al., 2018). Isto se

deve à falta de políticas públicas, recurso financeiro e conhecimento de seu valor ecológico (OLIVEIRA et al., 2012).

2.2 A CAATINGA COMO FONTE DE ALIMENTAÇÃO PARA A AGROPECUÁRIA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

No Semiárido brasileiro, reside a população com um dos menores índices socioeconômicos do país (NUNES; BENNET; JÚNIOR, 2014). Devido ao déficit hídrico da região, a agricultura é limitada e a população local é muito dependente da pecuária, tendo as pastagens grande importância para alimentação animal. Entretanto, a maioria encontra-se mal manejadas estando sob sobrepastejo (PEREIRA FILHO et al., 2013).

Segundo Faostat (2010) a ovinicultura e a caprinocultura formaram o segundo e quarto maior grupo pecuário do mundo em 2010, com aproximadamente 1.077 milhões e 909 milhões de animais respectivamente. Alary, Corniaux e Gautier (2011) observaram que 95% dos caprinos e 65% dos ovinos são criados em países pobres e em desenvolvimento. No Semiárido brasileiro, a criação desses animais é uma atividade essencial para segurança alimentar e economia locais (NUNES; BENNET; JÚNIOR, 2014), enquanto a bovinocultura leiteira corresponde por 13,2% da pecuária (FERREIRA; URBANO, 2013). Os rebanhos de caprinos e ovinos estão estimados em cerca de 10,7 milhões e 13,5 milhões de cabeças, respectivamente, o que corresponde a 94,5 % e 68,54% do rebanho nacional. Esses rebanhos apresentaram crescimento de 6% e 6,98%, respectivamente, entre os anos de 2015 e 2018 (MAGALHÃES et al., 2020).

No Nordeste brasileiro, o principal alimento para o gado são as pastagens nativas. Porém, na região semiárida essa utilização é limitada, devido ao prolongado período de estiagem, que tem duração entre 6 e 8 meses, culminando na diminuição da disponibilidade e qualidade da forragem (ALVES et al., 2007). Neste período, os animais alimentam-se principalmente da serapilheira, que é formada por material foliar senescente e pedaços de plantas lenhosas. Durante o período úmido, que tem duração de 4 a 6 meses, ocorre uma abundância natural de material vegetal, com maior qualidade e potencial nutritivo.

A Caatinga abriga ampla diversidade de espécies vegetais que servem para alimento animal, com aproximadamente 70% delas fazendo parte da dieta animal (PEREIRA FILHO et al., 2013; SOUZA et al., 2013). A composição dessa vegetação varia com a sazonalidade, condições edafoclimáticas, pressão de pastejo e espécies de ruminantes (OLIVEIRA et al., 2016). Em geral, as pastagens nativas são constituídas por espécies vegetais com baixa produtividade de biomassa forrageira (LIRA; MELLO; SANTOS, 2004). Estima-se que a

produção de biomassa seca seja menor que 5 toneladas por hectare ano e o potencial forrageiro menor que 1 tonelada de massa seca por hectare ano (DUBEUX JR. et al., 2015; MORAES et al., 2019). Como consequência tornou-se comum a incorporação de espécies exóticas adaptadas a ambientes secos, visando o aumento da produção de biomassa (ALVES et al., 2007). Essa mudança da vegetação nativa por áreas de pastagem, pode contribuir para a degradação da caatinga, perda da biodiversidade, desertificação e emissão de GEE (RIBEIRO et al., 2016).

2.3 EFEITO DA PECUÁRIA NA CAATINGA

Cerca de 47% do planeta é coberto por terras áridas e semiáridas, sendo elas as mais vulneráveis ao processo de desertificação, consideradas ecossistemas frágeis (ALMEIDA et al. 2016; KOUTROULARIS, 2019). Segundo Vieira et al (2015), a Caatinga é a região brasileira com maior índice de vulnerabilidade socioeconômica e ambiental. Isto se deve ao intensivo uso do solo, em que, entre as principais práticas, encontra-se a pecuária (ANTONGIOVANNI et al., 2018).

Na Caatinga, cerca de 35,5% da área corresponde a áreas de pastagem, representando 293.756,4 km², equivalente a 19,8% da área de pastagem nacional (BUSTAMANTE et al., 2012). Os efeitos a longo prazo da pastagem sobre a Caatinga são limitados (COUTINHO et al., 2013). Sabe-se que, juntamente com a agricultura, a pecuária é um dos principais agentes modificadores da Caatinga, sendo o sobrepastejo (carga de animais acima da capacidade de suporte) o maior problema (ALVES; ARAUJO; NASCIMENTO, 2009).

A vegetação nativa da Caatinga serve como fonte de alimentação ao gado. A maioria das herbáceas são de ciclo anual e o pastejo impede a integridade de seu ciclo, levando a diminuição na diversidade vegetal. Além disso, os animais alimentam-se preferencialmente das plantas mais palatáveis, diminuindo ou levando à escassez dessas espécies vegetais, ocasionando a maior quantidade da vegetação não palatável. A longo prazo há redução no estrato arbustivo e arbóreo, resultando em composição diferente ao estágio clímax (ARAUJO FILHO et al., 1996). Esses fatores modificam a formação vegetal, acarretando diminuição da biodiversidade (MANZANO; NÁVAR, 2000). O gado pode pastar plantas invasoras, promovendo dispersão de suas sementes, por meio das fezes. Com o tempo há uma pressão competitiva com espécies nativas, acarretando desequilíbrio e empobrecimento biológico (HOLMGREN, 2002).

Em geral, solos sob efeito de agricultura e pecuária apresentam estoques de carbono e nitrogênio baixos (REYNOLDS et al., 2007). A maior parte do carbono que é estocado no solo é oriundo da rizodeposição (KOGEL-KNABNER, 2017). Devido a isto, qualquer mudança na cobertura vegetal ou fatores que afetem o seu crescimento influencia neste estoque (OSO & RAO, 2017).

Manchas de urina e esterco podem contribuir para a liberação de óxido nitroso, metano e dióxido de carbono. Isso porque, ao se alimentar, parte dos nutrientes ingeridos pelo animal são liberados no solo junto com a excreta. O excesso de nutriente estimula a atividade microbiana, contribuindo com a formação dos GEE (AKIYAMA, 2016). Além do manejo do esterco, também ocorre liberação de GEE através da produção entérica, produção de ração e indiretamente pelas mudanças no uso da terra (CHANGE; IPCC et al., 2014). Em 2010, a agropecuária foi responsável por 84% de todo óxido nitroso e 74,4% de CH₄, sendo que 84% do total emitido é oriundo do gado (BRASIL, 2016).

Por meio do pastejo, são gerados alguns problemas, como a redução da vegetação e serapilheira (esta última por servir de alimento no período de seca), afetando a disponibilidade e ciclagem de nutrientes, diminuição no teor de matéria orgânica no solo, que conseqüentemente diminui processos importantes como a fixação biológica de nitrogênio (FBN) (PIÑEIRO et al. 2010). Também ocorrem problemas com a estrutura do solo, como a compactação devida à carga do gado sobre o solo, levando a um aumento na densidade, diminuição da infiltração de água, erosão, problemas com aeração e umidade (FLORES, 2007; MENEZES et al., 2012).

São muito comuns estudos de exclusão de gado para avaliar os efeitos do pastejo sobre o ambiente. Foi visto que, em ambientes florestais, a exclusão do pastejo leva a uma melhoria nas propriedades biológicas, como diversidade e riqueza de fauna, flora e microbiota do solo, assim como nas propriedades físicas, como densidade, e proteção contra a erosão (ETCHEBARNE; BRAZEIRO, 2016). Por outro lado, Le Houerou (2000), viu que a exclusão de animais pode não ser suficiente para a recuperação da área, e também que pastejo leve pode exercer efeitos positivos, quando comparados a áreas com exclusão animal ou sobrepastejo.

Com o aumento populacional torna-se necessária uma maior produção de alimento, com isto a pecuária, mesmo podendo acarretar problemas ambientais, é uma atividade crescente e necessária. Segundo o IPBES (2018), em 2050 dobrará o uso de terra para pastejo. Com isto, é de grande importância entender os efeitos do pastejo, sobretudo em ecossistemas

áridos e semiáridos, devido a sua fragilidade, para podermos conciliar a conservação ambiental com a pecuária (CINGOLANI et al., 2008).

2.4 O NITROGÊNIO NA ATIVIDADE AGROPECUÁRIA E POLUIÇÃO

O nitrogênio compõe várias biomoléculas, como proteínas, aminoácidos e bases nitrogenadas, além de desempenhar papel nos processos de fotossíntese, absorção de íons e respiração. Devido a sua importância no funcionamento metabólico é considerado um elemento essencial (ARAÚJO, 2019). No solo, o N pode estar na forma de amônio (NH_4^+), amônia (NH_3), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) ou dissolvido na forma orgânica. (JAHANGIR et al., 2019).

Estima-se que em 2050 a população mundial passará dos 9 bilhões. O aumento populacional exerce uma forte pressão na produção de alimentos, que por sua vez terá que crescer para suprir a necessidade global (TIAN et al., 2021). O manejo correto do nitrogênio é de vital importância para produção agrícola e desenvolvimento sustentável (KIRIYAMA et al., 2021).

Durante o ciclo de nitrogênio ocorrem diversos processos que resultam em ganhos como fixação biológica de nitrogênio (FBN), deposição atmosférica e insumos industriais; ou perdas, como lixiviação, volatilização, desnitrificação, erosão e retirada com a colheita. Dentro desse ciclo ocorrem diversos processos envolvendo a decomposição da matéria orgânica (MOREIRA et al., 2010).

Entre as entradas, destaca-se a FBN, que é um processo redutor no qual ocorre a quebra da tripla ligação do N_2 convertendo-o em amônio, forma assimilável pelas plantas, através de um complexo enzimático chamado nitrogenase (MOREIRA et al., 2010). Esse processo é realizado apenas por micro-organismos procariotos diazotróficos, podendo ser: organismos de vida livre, em condições aeróbicas ou anaeróbicas, endofíticos, ocorrendo principalmente em gramíneas, e simbióticos, como as associações de actinomicetos e o gênero *Frankia*, de cianobactérias e *Azolla anabaena*, e rizóbio com leguminosas, sendo esta última a maior porta de entrada de nitrogênio no solo em ambientes naturais (BARBOSA; CONSALTER; MOTTA, 2012).

Em ecossistemas naturais é comum o déficit de nitrogênio, tornando-o um fator limitante para o desenvolvimento vegetal, sendo assim leguminosas capazes de se associarem

simbioticamente com os rizóbios que realizam a FBN, possuem grande importância para a manutenção desses sistemas. (ZOTARELLI et al., 2012).

A deposição atmosférica do nitrogênio ocorre através de raios e descargas elétricas, que realizam a quebra da tripla ligação do N_2 , em alta temperatura e pressão. Contribui com aproximadamente 3% do N total no solo (MOREIRA et al., 2010). Esse processo é de grande importância para o ciclo do nitrogênio e sua disponibilidade, influenciando assim seu estoque em ecossistemas terrestres (ZHOU et al., 2017). Com a industrialização, a liberação de compostos nitrogenados na atmosfera vem crescendo, aumentando também sua taxa de deposição. Estima-se que em 2050 chegue em 195 Tg e^{-1} , que representa um aumento de aproximadamente seis vezes em relação ao ano de 1860 (GALLOWAY et al., 2004, VITOUSEK et al., 1997).

No início do século 20 foi desenvolvido o processo Haber-Bosch capaz de criar fertilizantes nitrogenados, aumentando assim a produtividade agrícola. Se por um lado temos inúmeros ganhos com a produção desses insumos, por outro a sua produção tem efeitos negativos tanto no meio ambiente como na saúde humana. Durante sua fabricação, são liberados GEE, devido à queima de combustíveis fósseis. Ocorre também a deposição de óxido nitroso na atmosfera, o excesso de N na forma de amônia pode ser perdido por volatilização, já na forma de nitrato por lixiviação, este último é capaz de levar a eutrofização de rios e lençóis freáticos (ERISMAN et al., 2008). Com a maior demanda alimentar, devido ao crescimento populacional, os insumos nitrogenados vêm se tornando cada vez mais necessários

Através da queima de combustíveis fósseis, no processo de nitrificação e desnitrificação e pela respiração de algumas plantas é liberado na atmosfera dióxido de nitrogênio (NO_2) e monóxido de nitrogênio (NO) que são denominados genericamente de óxidos de nitrogênio ou óxido nitroso (NO_x) (BENSENIC et al., 2018; MENDINETS et al., 2019; SU et al., 2013). O NO_x tem efeito 300 vezes mais danoso em relação ao aquecimento global que o dióxido de carbono (HEIL; VEREENCKEN; BRUGGEMANN., 2015). Ele também está relacionado à chuva ácida e doenças respiratórias, além de poder reagir com outros poluentes atmosféricos e liberar radicais livres (SHI et al., 2021; SU et al., 2013).

A disponibilidade de nitrogênio está relacionada com a do carbono da matéria orgânica do solo, visto que a relação C/N é um dos principais fatores para a decomposição da matéria orgânica (PEGORARO et al., 2014). O nitrogênio também atua na formação de substâncias húmicas.

2.5 CARBONO E AQUECIMENTO GLOBAL

Juntamente com oxigênio, hidrogênio e nitrogênio, o carbono é um dos principais constituintes da matéria orgânica, sendo essencial na produção de biomoléculas. Ele corresponde a cerca de 0,039% da atmosfera (CORDEIRO et al, 2011). O solo é o segundo maior compartimento do carbono, perdendo apenas para os oceanos (SILVA et al., 2015).

Após a revolução industrial, no fim do século XVIII as emissões de gases do efeito estufa (GEE), entre eles o dióxido de carbono (CO₂), tiveram um alarmante crescimento que resultou em alguns problemas ambientais como o aquecimento global, acidificação dos oceanos, diminuição da biodiversidade e de recursos naturais (ZHENG et al., 2014; RUDOLPH; FIGGE, 2017).

Com as mudanças climáticas, tem aumentado o número de desastres ambientais, como ciclones, ondas de calor, tempestades, inundações e estiagens prolongadas. Entre 1900 a fevereiro de 2019, ocorreram mais de 10 mil desastres naturais, acarretando milhões de mortes e causando prejuízo de cerca de 3 trilhões de dólares (PANWAR; SEN, 2020). O ano de 2020 foi declarado o ano mais quente desde a época pré-industrial, com uma temperatura média de 14,9 °C, que mostra um aumento próximo a 1,2°C (WMO, 2021). O aumento de 0,5°C é capaz de elevar em até duas vezes o número de casos de arboviroses, como dengue, zika, chikungunya e febre amarela, além de prolongar a temporada de contágio (ROBERT et al., 2019).

Em escala global, a queima de combustíveis fósseis é o principal liberador de GEE. Embora seja comprovado seu efeito negativo para a saúde humana e meio ambiente, devido a alta demanda energética mundial, baixo preço e abundância, os combustíveis fósseis continuam sendo a fonte mais utilizada para obtenção de energia, entre eles o carvão, que é o maior contribuinte com a liberação de CO₂ (NYASHINA et al., 2018). Segundo Sá et al. (2017), a América do Sul contribui com 31,3% da emissão anual global de carbono. No Brasil, é estimado que 25% das emissões de carbono provém da queima de combustíveis fósseis, 75% do desmatamento e diferentes tipos de manejo agrícola (CERRI & CERRI, 2007). Segundo Wu; Zhang e Ding (2020), a emissão de CO₂ aumenta anualmente. Na tentativa de minorar essa emissão foi adotado, em 2010, no território nacional, o programa de agricultura de Baixo Carbono (ABC), com o intuito de mitigar aproximadamente 8,24 Pg de C até 2050 (BRASIL, 2010).

O sequestro de carbono é um processo mitigador de GEE, minimizando as alterações climáticas. Ele é capaz de converter o CO₂ presente na atmosfera em carbono orgânico

(MINASNY et al., 2017). O carbono orgânico atua em diferentes propriedades do solo como densidade, porosidade, agregação, capacidade de troca catiônica, tamponamento do pH, disponibilidade hídrica e de nutrientes (PAUL, 2016).

No solo o acúmulo de carbono ocorre de duas formas, através do aumento da quantidade de C fornecido e da supressão da mineralização da matéria orgânica induzida por nitrogênio. O aumento no fornecimento de C pode ser através do aumento da matéria orgânica acima do solo, podendo ser na forma de serapilheira, palhada e outros incrementos orgânicos, ou rizodeposição, que é o transporte de fotoassimilados via floema, que são liberados no solo pelas raízes das plantas (JANSSENS et al., 2010; MARSHALL et al., 2021; RAICH; NADELHOFFER, 1989). Embora o nitrogênio seja essencial para a decomposição da matéria orgânica, pois sua disponibilidade aumenta a microbiota do solo e está relacionado à relação C/N, o nitrogênio também atua na supressão da mineralização da matéria orgânica formando compostos orgânicos estáveis. O N através da combinação de lignina com compostos nitrogenados consegue formar novos componentes aromáticos, além de atuar na supressão de enzimas lignolíticas reduzindo a decomposição da lignina, resultando no acúmulo de C no solo (BERG, 2000; CARREIRO et al., 2000).

Em 2015 foi realizado o Acordo de Paris (COP21), entrando em vigor em novembro de 2016, assinado atualmente por 195 países incluindo o Brasil, com a premissa de impedir o aumento de 2 °C na temperatura média no planeta, buscando não ultrapassar a marca de 1,5°C em relação ao período pré industrial. Para essa meta ser atingida é n

Na COP21, foi estabelecido um programa que visa aumentar o estoque de carbono em 0,4% ao ano, para compensar as emissões de GEE geradas pelas atividades humanas. Esse programa é chamado de “4 por mil Solos para Segurança Alimentar e Clima” (CHAMBERS; LAL; PAUSTIAN, 2016). Para estimar o valor que deve ser estocado anualmente, foi constatado que é liberada globalmente 8,9 giga toneladas de C. Foi estimado o estoque de C no solo para até 2 m de profundidade, sendo a razão $8,9/2400 = 0,4\%$. Esse aumento além de minorar as mudanças climáticas é capaz de melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Para isso é necessário o emprego de práticas conservacionistas ou que aumentem o aporte de matéria orgânica, como reflorestamento, rotação de cultura, plantio direto, uso de leguminosas entre outras (LAL, 2016).

2.6 MICRO-ORGANISMOS COMO INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO

Os micro-organismos presentes no solo são utilizados como indicadores de sua qualidade, devido a sua rápida resposta à mudança de uso na terra ou manejo, apresentando maior sensibilidade que as propriedades químicas e físicas (YEVDOKIMOV et al., 2016). A biota do solo é essencial para a decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, exercendo influência nas alterações climáticas, podendo ser fonte ou dreno de GEE (GEISSELER; SCOW, 2014). Através de sua atividade metabólica, os micro-organismos atuam na imobilização e mobilização de compostos inorgânicos no solo, além de exercerem diversas relações ecológicas, entre si ou com organismos superiores, como por exemplo a simbiose de ribózios com leguminosas (MOREIRA; SIQUEIRA et al., 2002).

Determinações de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana e respiração microbiana do solo são bastante utilizadas para fornecer dados a respeito da dinâmica e alterações nos teores de matéria orgânica, estoque de carbono e nitrogênio e ações antrópicas, como as mudanças de uso da terra e diferentes manejos (NAIR; NGOUAJIO, 2012).

A respiração do solo compreende a respiração das raízes, meso e microfauna e micro-organismos. Está ligada ao ciclo do carbono, visto que durante o processo de decomposição aeróbica da matéria orgânica, ocorre a liberação de CO₂ pelos micro-organismos, assim como ao ciclo do nitrogênio, fósforo e outros nutrientes (SILVA et al., 2013; YEVDOKIMOV et al., 2016). Entre os fatores que influenciam a respiração do solo destacam-se a umidade e a temperatura. Devido a isso, analisar a respiração do solo quanto à sazonalidade nos permite entender a dinâmica do carbono e estimar as mudanças climáticas (OISHI et al., 2013). Segundo Wang et al., (2014), ambientes áridos e semiáridos são especialmente afetados pela sazonalidade. A atividade microbiana também sofre influência da vegetação, uso do solo, tipo do solo e profundidade (CUI et al., 2018; Zhu et al., 2019).

A estimativa da respiração do solo pode ser realizada através da quantificação do oxigênio, por ser o aceptor final no processo de respiração aeróbica, ou do carbono, por ser um dos subprodutos finais deste processo. Para estimar o O₂ pode ser usado cromatografia gasosa ou eletrorespirômetro. Já a quantificação de CO₂ pode ser feita por cromatografia gasosa, carbono marcado, utilização de solução alcalina, em geral 0,5 ou 1,0 mol L⁻¹ de KOH ou NaOH, seguida por titulação e espectroscopia de infravermelho (IRGA) (CORREIA et al., 2015; MOREIRA; SIQUEIRA et al., 2002). O aumento da respiração pode sugerir alta produtividade no ambiente assim como estresse ambiental (DE-POLLI et al., 2005).

Segundo Bloem e Breure (2002), a microscopia é o mecanismo mais antigo para realizar a determinação da biomassa, sendo ele um método direto. Os indiretos podem ser por fumigação ou irradiação, seguido por extração ou incubação. No método de fumigação seja por incubação ou extração, usa-se clorofórmio para promover a lise celular, sendo a fumigação o método indireto mais antigo para determinação da biomassa (JENKINSON; LADD, 1981; VANCE et al., 1987). Devido à toxicidade do clorofórmio, foi-se desenvolvido o método de irradiação, que consegue realizar a lise celular através de irradiação eletromagnética. Este método usa o micro-ondas para irradiar as amostras levando sempre em consideração a potência e tempo que difere de cada modelo, para não serem determinados valores equivocados (PURI; BARRACLOUGH, 1993).

O quociente metabólico (qCO_2) é a razão entre a respiração do solo por unidade de carbono da biomassa microbiana. Ele corresponde à energia necessária para a manutenção da síntese da biomassa (BARDGETT & SAGGAR, 1994). Conforme o carbono é incorporado nos tecidos microbianos o quociente metabólico diminui. Altos nos valores do quociente metabólico indicam maior consumo energético, apontando situações de estresse.

2.8 IMPORTÂNCIA DE ESTUDOS ECOLÓGICOS DE LONGA DURAÇÃO

Estudos ecológicos permitem observar a interferência antropogênica e climática na dinâmica ecossistêmica (GROSS; EDMUNDS, 2015). As alterações ecológicas ocorrem de forma lenta, podendo assim não serem tão perceptíveis em pesquisas de curta duração (HANSEN et al., 2015).

Segundo Franklin (1989), são necessários estudos de longa duração para obtenção de dados reais a respeito de modificações geomorfológicas, de biodiversidade e sucessão ecológica. Os dados oriundos de estudos de curta duração não conseguem preencher todas as lacunas e podem ser imprecisos. Já pesquisas com período prolongado apresentam dados que podem ser usados em modelagem matemática e ferramentas computacionais, devido ao maior aprofundamento em análises qualitativas e quantitativas, favorecendo não apenas o entendimento dos dados, como também permitindo a realização de simulações futuras com maior precisão (ARROYO-RODRÍGUEZ; MORENO; GALÁN-ACEDO, 2017). A maior parte das pesquisas (ultrapassando 90%) no Brasil está atrelada a projetos de pós-graduação, apresentando assim tempo médio entre 2 a 3 anos de duração (TUNDISI, 2013). Segundo Walther et al. (2002), estudos com longa duração permitem descobrir problemas que uma pesquisa mais curta não conseguiria.

Embora apresente ampla biodiversidade e endemismo, a Caatinga é o bioma menos estudado no Brasil (SANTOS et al., 2011). Existe relato de apenas um estudo de longa duração neste bioma. Além disso, não existe um consenso relacionado a metodologia usada pelos pesquisadores (MEGNA et al., 2008).

Estudos de longa duração são de extrema importância para entender como e em que intensidade estão ocorrendo mudanças climáticas (WALTHER et al. 2002). Dados de uso prolongado da terra que mostrem os efeitos na atividade da biomassa microbiana e nos estoques de nitrogênio e carbono no solo são incipientes nas regiões áridas e semiáridas (MAYES, 2014). Informações como estas são fundamentais para a elaboração de planos de manejo e de políticas públicas sustentáveis (ARROYO-RODRÍGUEZ; MORENO; GALÁN-ACEDO, 2017).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREAS DE ESTUDO E PROTOCOLO DE IMPLANTAÇÃO DAS PARCELAS

Os estudos foram conduzidos em parcelas que compõem a primeira rede de parcelas permanentes para estudos ecológicos em áreas de uso pecuário no Bioma Caatinga. As parcelas foram desenhadas com o intuito de serem unidades de estudo de baixa manutenção e de acompanhamento rápido e prático. Todas estão inseridas na região semiárida, englobando geograficamente as mesorregiões do Sertão e Agreste do estado de Pernambuco. Elas foram instaladas em 2018, em quatro estações experimentais do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), nos municípios de São Bento do Una, Arcoverde, Sertânia e Araripina (Figura 1). As características edafoclimáticas dos municípios onde estão localizadas as parcelas encontram-se na tabela 1.

Figura 1 - Distribuição das unidades de pesquisa de longo prazo da Caatinga em diferentes municípios de Pernambuco



Tabela 1. Características das áreas dos municípios em Pernambuco, onde estão localizadas as parcelas experimentais.

Município	Coordenadas	Temperatura média anual (°C)	Precipitação média anual (mm)	Altitude (m)	Tipo de solo
São Bento do Una	8° 31' 22" S 36° 26' 38" O	23,8	595,9	614	Planossolo Háplico
Arcoverde	8° 25' 15" S 37° 03' 41" O	23.5	798,7	663	Neossolo Regolítico
Sertânia	8° 04' 14" S 37° 15' 57" O	25	549,7	558	Luvissolo Crômico
Araripina	7° 34' 33" S 40° 29' 52" O	24.6	711,2	639	Latossolo Amarelo

Fonte: Agência Pernambucana de Águas e Clima – APAC

Em cada área estudada, foram incluídas parcelas permanentes com os seguintes tipos de cobertura vegetal, que representam as diferentes condições de uso da terra para fins pecuários no Bioma Caatinga:

1. Caatinga fechada (Figura 2) – caatinga em avançado estado de crescimento e regeneração e, em vários casos, de sucessão ecológica, com dossel que intercepta mais de 80% da luz solar radiante e que pode ser reconhecido visualmente em imagens de satélite de alta resolução como área com alta densidade de árvores e

poucos pontos de solo nu (Comitê Técnico Científico da Rede de Manejo Florestal da Caatinga, 2005).

Figura 2: Área de Caatinga fechada em São Bento do Una – PE



2. Caatinga aberta (Figura 3) – caatinga com menor densidade de árvores e de arbustos altos e maior cobertura de estrato herbáceo, em estágio inicial/intermediário de regeneração e sucessão ecológica. Esse tipo de formação pode ser derivado de dois cenários: 1) por limitação edafoclimática, ou seja, uma interação de solos pouco férteis e baixa precipitação pluvial que limita o crescimento das plantas; e 2) por ação antrópica, que modificou o equilíbrio biológico, mantendo o sistema em estádios iniciais de sucessão.

Figura 3: Área de Caatinga aberta em Sertânia – PE



3. Pastagem (Figura 4) – área antropizada formada principalmente por herbáceas, com poucos arbustos e árvores em regeneração que tenham diâmetros de caule maiores que 6 cm. Essas áreas geralmente são impedidas do avanço na sucessão ecológica pela ação do homem (roço e queima) e pelo excesso de pastejo.

Figura 4: Área de herbácea em Arcoverde – PE



Em cada uma das três condições de uso da terra, foram delimitadas parcelas de 25×25 m (625 m²) com bordadura de 5 m de largura em todo o perímetro, ficando a área útil para estudos de longa duração com 20 ×20 m (400 m²). As parcelas foram cercadas para impedir a entrada dos animais, possibilitando a regeneração vegetal. As amostragens para as avaliações realizadas no presente estudo aconteceram após três anos de implantação das parcelas.

A parcela foi desenhada com base em estudos prévios da Caatinga que, de uma forma geral, identificou que esse tamanho foi suficiente para captar as dinâmicas fitossociológicas e biogeoquímicas do ecossistema (COMITÊ TÉCNICO CIENTÍFICO DA REDE DE

MANEJO FLORESTAL DA CAATINGA, 2005). Uma vez selecionadas, as parcelas tiveram suas coordenadas geográficas determinadas, utilizando um GPS com precisão superior a 0,5 cm.

Foram feitas coletas em duas épocas, uma na estação seca (novembro de 2020) e outra na estação chuvosa (maio 2021).

3.2 AMOSTRAS DO SOLO

Para as análises biológicas foram coletadas amostras simples, em seis pontos aleatórios em cada parcela, na profundidade de 0 - 20 cm, nos períodos seco (novembro de 2020) e chuvoso (maio 2021). As amostras foram identificadas e acondicionadas em sacos plásticos e transportadas para o laboratório, sob refrigeração. Para a obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA), subamostras foram secas ao ar, homogeneizadas e peneiradas em peneira de malha de 2 mm.

3.3 DETERMINAÇÃO DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS E FÍSICOS DOS SOLOS

Subamostras da camada de 0 a 20 cm do solo foram separadas para determinação dos seus atributos químicos (Tabela 2) e físicos (Tabela 3). Os atributos químicos analisados foram: pH em água (proporção solo: água de 1:2,5); sódio (Na^+), potássio (K^+) e fósforo (P), extraídos com Mehlich1 e dosados por fotometria de emissão de chama (Na^+ e K^+) e colorimetria (P); cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}) e alumínio (Al^{3+}), extraídos com KCl 1 mol L^{-1} e dosados por titulometria; acidez potencial (H+Al), extraída com acetato de cálcio 0,5 mol L^{-1} e dosada por titulometria. A granulometria (proporções de areia, silte e argila) foi determinada pelo método da pipeta, permitindo definir a classe textural de cada amostra. Também foram determinadas argila natural, grau de flocculação e umidade residual. Todas as análises foram realizadas seguindo metodologias estabelecidas pela Embrapa (2017).

Tabela 2. Atributos químicos dos solos nas parcelas permanentes sob caatinga fechada, caatinga aberta e herbáceas.

Local/cobertura do solo	P mg/dm ³ (H ₂ O)	pH	Ca	Mg	Na	K	Al	H	S	CTC	V	m
Arcoverde												
Caatinga fechada	9,33	4,1	4,58	2,08	0,03	0,46	0,17	5,12	7,15	12,45	57,67	2,33
Caatinga aberta	18,00	5,1	2,62	1,45	0,01	0,41	0,16	2,97	4,48	7,63	59,83	3,50
Pastagem herbácea	15,67	5,1	3,43	1,48	0,02	0,46	0,18	3,05	5,37	8,52	64,83	3,33
Araripina												
Caatinga fechada	3,83	4,1	0,70	0,84	0,01	0,12	1,09	4,49	1,68	7,23	22,00	42,00
Caatinga aberta	2,67	4,1	0,38	0,73	0,01	0,05	0,79	3,95	1,17	5,90	19,00	41,83
Pastagem herbácea	3,00	4,1	0,58	0,54	0,01	0,07	0,63	3,68	1,22	5,49	21,83	35,55
São Bento do Una												
Caatinga fechada	9,00	5,1	4,23	1,77	0,04	0,38	0,14	2,4	6,42	8,97	69,67	2,83
Caatinga aberta	8,50	5,1	2,88	1,90	0,03	0,23	0,27	3,22	5,03	8,53	59,00	5,33
Pastagem herbácea	32,00	4,1	3,88	2,15	0,1	0,57	0,36	4,34	6,72	11,42	56,17	9,00
Sertânia												
Caatinga fechada	90,50	6,1	13,86	2,28	0,04	0,64	0,00	1,99	16,82	18,81	88,67	0,0
Caatinga aberta	67,83	6,1	6,89	2,22	0,04	0,63	0,00	0,79	10,53	11,34	93,00	0,0
Pastagem herbácea	41,83	5,1	7,58	1,71	0,05	0,54	0,05	1,28	10,14	11,48	88,40	0,6

Tabela 3. Atributos físicos dos solos nas parcelas permanentes sob caatinga fechada, caatinga aberta e herbáceas

Local/cobertura do solo	Densidade (g cm ³)		Composição granulométrica (%)				Argila natural (%)	Grau flocculação (%)	Classe textural*
	Dap	Dr	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila			
Arcoverde									
Caatinga fechada	1,20	2,46	41,83	18,70	24,00	16,00	3,33	80,17	FA
Caatinga aberta	1,35	2,47	43,17	24,00	19,83	14,67	1,33	90,17	FA
Pastagem herbácea	1,34	2,47	46,5	21,00	19,50	13,00	1,33	91,17	FA
Araripina									
Caatinga fechada	1,33	2,53	54,33	20,83	4,50	20,33	5,33	75,17	FA
Caatinga aberta	1,40	2,55	56,00	21,00	3,33	16,67	4,00	80,00	FA
Pastagem herbácea	1,39	2,57	58,17	20,17	4,00	17,67	2,00	88,83	FA
São Bento do Una									
Caatinga fechada	1,43	2,46	38,00	22,00	28,5	11,67	0,33	98,17	FA
Caatinga aberta	1,44	2,47	40,67	23,33	26,00	8,67	1,00	92,83	FA
Pastagem herbácea	1,37	2,45	23,33	14,83	44,00	17,83	4,67	81,17	FA
Sertânia									
Caatinga fechada	1,20	2,46	44,00	18,33	19,17	18,50	3,67	80,17	FA
Caatinga aberta	1,35	2,47	46,83	22,67	19,50	11,00	0,00	100,00	FA
Pastagem herbácea	1,26	2,46	46,33	17,83	22,50	13,33	3,30	75,83	FA

* FA = franco arenoso

3.4 AVALIAÇÃO DA ATIVIDADE DA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO

3.4.1 ESTIMATIVAS DO CARBONO E DO NITROGÊNIO DA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO

O carbono da biomassa microbiana do solo (C-BMS) e o nitrogênio da biomassa microbiana do solo (N-BMS) foram determinados pelo método de irradiação-extração (MENDONÇA e MATOS, 2005). Este método usa energia eletromagnética, oriunda de forno micro-ondas, para causar lise celular. A quantificação do C e N é feita pela diferença entre as amostras irradiadas das não irradiadas.

Para extração do C-BMS e do N-BMS, foram pesados 50 g de solo de cada amostra, sendo 10 g destinados para determinação do teor de umidade, 20 g para compor a amostra irradiada e 20 g para a amostra não irradiada.

O fator de correção (F) foi utilizado no ajuste das umidades dos solos. Para a determinação do teor de umidade, foram pesados 10 g de solo de cada amostra, que foram colocados em placas de Petri levada à estufa a 105°C por 24 horas.

As amostras irradiadas foram submetidas à irradiação em forno micro-ondas por tempo calculado previamente usando a fórmula:

$$T = r \cdot m / P$$

Em que: T = tempo de exposição das amostras ao micro-ondas; r = 800 J. g⁻¹ de solo (quantidade de energia irradiada durante a exposição); m = massa total das amostras a serem irradiadas; P = potência do aparelho (W).

Para calcular a potência do forno de micro-ondas, foi aquecido 1 litro de água no aparelho, medindo-se a variação da temperatura durante 120 s. Após isso, foi utilizada a fórmula:

$$P = C_p \cdot K \cdot \Delta T \cdot m / t$$

Em que:

P = Potência real do aparelho de microondas em W; C_p = 1,0 J. mL⁻¹ . °K⁻¹ = capacidade térmica da água; K = 4,184 (fator de correção de Cal, ML⁻¹ . °K⁻¹, para Watt, J . s⁻¹); ΔT = variação de temperatura da água, em °C; m = 1000 g (massa da água) e t = 120 s (tempo de exposição da água à radiação do micro-ondas)

O C-BMS e do N-BMS foram extraídos adicionando 80 mL de sulfato de potássio 0,5 M (K₂SO₄) e deixando agitar por 30 minutos em agitador horizontal. Após, a amostra foi deixada em repouso por mais 30 minutos e filtrada em papel quantitativo, recolhendo-se o extrato em recipiente de vidro.

Para determinar o C-BMS foi adicionado, com auxílio de uma pipeta, 10 ml de cada extrato filtrado a um erlenmeyer de 125 ml e adicionados 2,0 ml de dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇) 0,066 mol/L e 10 ml de ácido sulfúrico (H₂SO₄) concentrado. Após esfriar,

adicionaram-se 50 ml de água destilada. Foram usadas 3 gotas de ferroin como indicador para titular o sulfato ferroso amoniacal 0,03M. Para cada rodada foram feitas quatro provas em branco, sendo duas com todos os reagentes e as outras duas sem o sulfato de potássio. O carbono presente nas amostras irradiadas e não irradiadas foi calculado a partir da equação:

$$C_{ir} \text{ ou } C_{\text{ñir}} = (V_b - V_{am}) \times (\text{conc. sulfato ferroso}) \times 3 \times 1000 \times (\text{vol. extrator}) / (\text{vol. extrato}) \times (\text{peso do solo})$$

Em que: V_b = média dos volumes gastos na titulação dos brancos; V_{am} = média dos volumes gastos na titulação das amostras (triplicatas); Conc. Sulfato Ferroso = 0,03 M; 3 = resultado da relação entre o número de mols de Cr_2O_7 que reagem com Fe^{2+} (1/6), multiplicado pelo número de mols de Cr_2O_7 que reagem com C° (3/2), multiplicado pela massa atômica do C (12); 1000 = fator de conversão de unidades; Volume extrator = 80 mL, volume de K_2SO_4 0,5 M utilizado na extração e Volume extrato = 10 mL, volume da alíquota do extrato titulada.

O C-BMS foi calculado a partir da seguinte equação:

$$C\text{-BMS} = (C_i - C_{\text{ñi}}) / K_c = \mu\text{g g}^{-1} \text{ de C no solo}$$

Em que C_i = amostra irradiada; $C_{\text{ñi}}$ = amostra não irradiada e $K_c = 0,33$ para o método de irradiação de extração do carbono da biomassa

Para determinar o N-BMS, foram adicionados 20 mL do mesmo extrato que se usou para o carbono da biomassa microbiana, em tubos de digestão de 100 mL, aos quais foram adicionados 1 mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) 30% e 2 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4). Após esfriar, foram adicionados 0,7 g da mistura digestora (sulfato de sódio; sulfato de cobre heptahidratado e selênio). As amostras foram levadas ao bloco digestor e a temperatura foi elevada até 110 °C e mantida até o volume chegar a aproximadamente 5 mL (para evitar o extravasamento). Em seguida, a temperatura foi aumentada para 250 °C e, em seguida, para 350 °C. Após o clareamento (cor amarelo-esverdeado), as amostras foram mantidas no bloco por 2 horas a 350-375 °C. Depois da digestão, as amostras foram deixadas em repouso para esfriarem e, então, foram adicionados 5 mL de água destilada em cada amostra. Cada tubo foi conectado ao tubo do destilador Kjeldahl e vagarosamente foi liberada a solução de hidróxido

de sódio (NaOH) 10 mols L⁻¹. Um erlenmeyer com 5 mL da solução indicadora de ácido bórico (utilizado para aprisionar o nitrogênio, evitando que ele seja perdido por volatilização) foi colocado no equipamento, a fim de coletar 35-40 mL de destilado e em seguida procedeu-se à titulação com uma solução de ácido clorídrico (HCl) 0,005 mol L⁻¹.

A concentração do ácido clorídrico (HCl) foi estimada pela seguinte fórmula:

$$H^*(mol\ L^{-1}) = 10 \times 0,050/mLH$$

Para o cálculo do nitrogênio da biomassa microbiana, primeiramente, calculam-se os teores de N das amostras irradiadas e não irradiadas a partir das seguintes equações:

$$Ni\ (mg.\ L^{-1}) = (V_{am} - V_{br}) \cdot [H^+] \cdot 14 / Volume\ (L)$$

Em que: V_{am} = volume de HCl gasto na titulação da amostra; V_{br} = volume de HCl gasto na titulação do branco; [H⁺] = concentração real do ácido clorídrico e 14 = peso equivalente do N

$$NI, \tilde{NI}\ (mg.\ kg^{-1}) = (vol.\ extrator\ (L)) \cdot 1000 / peso\ da\ amostra\ (g)$$

Em que: 1000 = fator de conversão de umidade.

O nitrogênio da biomassa é, então, calculado a partir da diferença dos teores de N das amostras irradiadas e não irradiadas corrigida por um fator (K_c)

$$N_{mic}(mg.\ kg^{-1}) = (NI - N\tilde{N}) / K_n$$

Em que: Ni = nitrogênio da amostra irradiada; N \tilde{N} i = nitrogênio da amostra não irradiada e K_n = 0,54 para o método de irradiação-extração do N da biomassa microbiana.

3.4.2 RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO

As estimativas da respiração basal do solo (RBS) foram realizadas quantificando-se o dióxido de carbono (CO₂) liberado no processo de respiração microbiana, usando o método de absorção alcalina (MENDONÇA; MATOS, 2005). De cada amostra de solo, foram colocadas alíquotas de 75 g em potes fechados hermeticamente junto com um copo de 50 ml, contendo 20 ml de hidróxido de sódio 0,5 M. Após três (primeira determinação), 6 (segunda

determinação) e 7 dias (terceira e última determinação), foram retirados 10 ml da solução de cada copinho, que foram transferidos para erlenmeyer de 125 ml, juntamente com 5 ml de cloreto de bário 0,05 M. A titulação foi feita usando ácido clorídrico 0,25 M até o desaparecimento da coloração rósea, utilizando 3 gotas de fenolftaleína 1% como indicador.

Os valores de RBM foram expressos em $\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{g solo}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, calculados utilizando a equação:

$$\text{RBM } (\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{g solo}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}) = (V_b - V_{am}) * (\text{conc. HCl}) * 22 * 1000 / \text{peso do solo seco (g)} * n^\circ \text{ de dias}$$

Em que: V_b = média dos volumes gastos na titulação dos brancos; V_{am} = volume gasto na titulação das amostras; $\text{Conc. HCl} = 0,5 \text{ M}$; 22 - massa atômica do CO_2 (44) dividida pelo número de moles de CO_2 que reagem com NaOH (2) ; 1000 = fator de conversão de unidades; e n° de dias = 3 ou 1, conforme o período de incubação ;

O valor da taxa de respiração do solo foi dado pela soma das taxas dos 7 dias de incubação

3.4.3. QUOCIENTE METABÓLICO

O quociente metabólico ($q\text{CO}_2$) foi determinado a partir da razão entre a RBS e o CBM, e foi expresso em $\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ CO}_2 \text{ dia}^{-1}$ (ANDERSON; DOMSCH, 1993):

$$q\text{CO}_2 = \text{RBS}/\text{CBM}$$

Em que: RBS = Respiração basal do solo ($\text{mg de C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e CBM = carbono da biomassa microbiana ($\text{mg de CO}_2 \text{ kg}^{-1}$).

3.5.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

As variáveis estimadas foram submetidas a teste de distribuição normal e homocedasticidade e, quando necessário, foram realizadas transformações dos dados para que atendessem às premissas da análise de variância (ANOVA).

Para estimar os efeitos gerais da sazonalidade (período chuvoso e período seco) e dos tipos cobertura (caatinga densa, caatinga aberta e pastagem com herbácea) sobre a atividade

microbiana dos solos no Bioma Caatinga, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA), considerando um desenho experimental em parcelas subdivididas, em que as parcelas foram os períodos de amostragem (período seco e período úmido) e as subparcelas, os tipos de cobertura (caatinga fechada, caatinga aberta e pastagem). Os locais (4 municípios) onde as parcelas foram instaladas foram considerados como repetições experimentais. Para comparação das médias foi utilizado o teste t de Student (Bonferroni) ($p < 0,05$), teste mais indicado para trabalhos em que não se tem um delineamento experimental propriamente dito (Vieira, 1997).

Para estimar os efeitos da sazonalidade e das coberturas do solo sobre a atividade microbiana do solo de cada área de estudo, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA), considerando um experimento fatorial $4 * 3 * 2$, com delineamento inteiramente casualizado com seis repetições, em que os fatores foram as quatro áreas em que as parcelas foram instaladas, os três tipos de cobertura do solo e os dois períodos de amostragem. Para comparação das médias foi utilizado o teste t de Student (Bonferroni) ($p < 0,05$).

Os dados dos atributos dos solos foram submetidos à análise de componentes principais (ACP) para observar diferenças edáficas entre as quatro áreas estudadas. Os dados das variáveis estimadas foram submetidos à análise de redundância (RDA) para observar as diferenças entre os tipos de cobertura vegetal do solo, ou manejo praticado antes da exclusão dos animais. Foi feita análise de correlação de Pearson com o intuito de identificar inter-relações entre as variáveis.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 EFEITOS GERAIS DA SAZONALIDADE E DAS COBERTURAS DO SOLO SOBRE A ATIVIDADE MICROBIANA DO SOLO

A avaliação da biomassa microbiana do solo é comumente feita por estimativas da respiração basal do solo (RBS) e os teores de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo (C-BMS e N-BMS, respectivamente). A partir da razão RBS/C-BMS é calculado o quociente metabólico C (qCO_2), enquanto o quociente microbiano ($qMIC$) é determinado pela relação entre o C-BMS e o carbono orgânico total do solo (COT) (ANDERSON; DOMSCH, 1993), sendo expressos em porcentagem. Esses parâmetros refletem a quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo (MOS), conseqüentemente a dinâmica de C e N (BALDRIAN,

2017). Embora corresponda à apenas 1 a 5% do carbono e do nitrogênio orgânicos do solo, a biomassa microbiana atua em diversas atividades biogeoquímicas como a decomposição da MOS e a ciclagem de nutrientes, sendo de vital importância para a qualidade ambiental (ARAÚJO et al., 2013).

Informações sobre efeitos do manejo e da sazonalidade sobre a biomassa microbiana em solos da Caatinga são escassos, principalmente os solos sob vegetação com uso forrageiro. A respiração basal do solo é o resultado dos processos metabólicos em que ocorre conversão de MOS em CO₂, gerando energia (SILVA et al., 2013). É utilizada para avaliar a atividade microbiana, podendo indicar ciclagem de nutrientes, respostas ao manejo, ganho ou perda de C e qualidade do solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). A RBS não diferiu significativamente entre as áreas com cobertura de caatinga fechada e as com cobertura de pastagem herbácea, no período chuvoso, mas, no período seco, a RBS foi 12,5% na caatinga aberta que na caatinga densa e na pastagem (Tabela 4).

Tabela 4. Atividade biológica do solo: respiração basal, C e N da biomassa microbiana e quociente metabólico em solos

Manejo	Período	
	Seco	Chuvoso
Respiração basal do solo ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{solo}$)		
Caatinga fechada	65,84 bA	63.88 aA
Caatinga aberta	75,04 aA	59.02 aA
Pastagem herbácea	65,87 bA	79.94 aA
CV (%)	38,39	
C na biomassa microbiana ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{solo}$)		
Caatinga fechada	557,92 aA	670.90 aA
Caatinga aberta	281,07 bA	179.63 bB
Pastagem herbácea	298,37 bA	186.19 bB
CV (%)	8,89	
N na Biomassa Microbiana ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{solo}$)		
Caatinga fechada	72,26 aA	70.21 aA
Caatinga aberta	65,99 aA	53.92 aA
Pastagem herbácea	86,56 aA	67.02 aA
CV (%)	60,98	
Quociente metabólico ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{solo}$)		
Caatinga fechada	0,20 aA	0.18 bA
Caatinga aberta	0,52 aA	0.81 aA
Pastagem herbácea	0,39 aB	1.04 aA
CV (%)	31,74	

Médias seguidas pelas mesmas letras, minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas, não diferem significativamente pelo teste de teste t de Student (Bonferroni) a 5% de probabilidade. CV= coeficiente de variação

O trabalho de Moura et al (2016), pode nos ajudar a entender a maior taxa de RBS na caatinga aberta no período seco. Este trabalho foi realizado na área de FTSS na caatinga, onde foi medido a serapilheira por 2 anos em quatro estágios de regeneração. Viu-se que a caatinga em estágio de regeneração intermediária apresentou maior entrada de MO e maiores concentrações e fluxos de nitrogênio e fósforo. Também foi observado que há forte influência da chuva sobre a pastagem, para produção de biomassa vegetal, conseqüentemente serapilheira. E que a caatinga em maior estágio de regeneração apresenta maior estabilidade em relação a mudanças sazonais. Valores diferentes foram encontrados no trabalho de Martins et al. (2010) e de Araújo Filho et al. (2018), nos quais a área florestal menos degradada apresentou maior RBS que as áreas mais degradadas.

O C-BMS não diferiu significativamente entre as áreas de caatinga aberta e as áreas de pastagem herbácea, e foi maior nas áreas de caatinga densa, tanto no período chuvoso quanto no seco. Nas áreas de caatinga fechada, o C-BMS foi cerca de 50% maior no período seco que no chuvoso, mas o inverso ocorreu nas áreas de caatinga aberta e de pastagem herbácea, com reduções de 36% e 38%, respectivamente, quando comparado o período chuvoso ao seco. Fall et al. (2012) analisaram a biomassa do solo em área de cultivo de *Acacia senegal* em região semiárida no norte do Senegal e encontraram tendência semelhante à da caatinga fechada e diferente das encontradas nas áreas com caatinga aberta e com pastagem herbácea. O maior C-BMS no período chuvoso, pode ser explicado pela maior disponibilidade hídrica e oferta de MO. Planossolos em áreas preservadas e degradados no Semiárido nordestino não diferiram quanto ao C-BMS (NEVES et al. 2021).

Quando áreas de vegetação nativa preservada são convertidas em áreas de pastoreio, ocorrem alterações ambientais que afetam a atividade biológica, incluindo perda de carbono no solo (ANDERSON; DOMSCH, 1989; MENEZES et al. 2021; SCHULTZ et al., 2016). Entretanto, Planossolos em áreas preservadas e degradadas no Semiárido nordestino não diferiram quanto ao C-BMS (NEVES et al. 2021). As áreas de caatinga fechada, embora tenham histórico de uso para alimentação animal, evidentemente sofrem menos impactos antrópicos do que áreas em que a vegetação nativa foi removida parcial ou completamente para uso como pastagem. Desta forma, o maior valor de C-BMS nas quatro áreas de caatinga fechada em comparação com as demais áreas estudadas neste trabalho era esperado. Araújo Filho et al. (2018) relataram que o C-BMS tende a aumentar com o tempo ao longo do processo de regeneração da vegetação nativa em áreas de caatinga desmatadas e utilizadas por vários anos. A mesma tendência de rápido aumento inicial no teor de C-BMS foi observada

no noroeste da China (Jia et al., 2005). Como na Caatinga a recuperação dos estoques iniciais de biomassa vegetal e de nutrientes ocorre de maneira mais lenta, principalmente por causa da restrição hídrica, poderia explicar a ausência de diferença do C-BMS das áreas de caatinga aberta e de pastagem herbácea. Porém, é interessante notar que, após três anos de exclusão animal, o C-BMS das áreas de pastagem herbácea já é equivalente ao das áreas de caatinga aberta, indicando que com o passar dos anos os solos de todos os manejos terão teores equivalentes.

A quantidade, qualidade e diversidade vegetal exerce grande influência na biomassa microbiana (KRAVCHENKO et al., 2019; MAZZETTO et al, 2016; PANG et al. 2019), sendo um dos principais fatores que contribuem para o maior teor de C-BMS na caatinga fechada. A vegetação contribui de diferentes formas, através da rizodeposição, secretando exsudatos radiculares, que servem de fonte de energia para a microbiota (BASHIR et al, 2016), e por produção e acúmulo de serapilheira, que também serve como substrato para a microbiota, principalmente no período seco (CAMPO; SOLIS; VALENCIA, 2007; MONTEIRO;GAMA-RODRIGUES, 2004; GAO et al. 2020). Vegetação mais fechada também atua preservando a umidade do solo, o que favorece a atividade biológica (BALOGH et al., 2011). Segundo Silva et al. (2012), a biomassa microbiana é maior quando há um aporte permanente de MO, como é o caso de florestas úmidas preservadas. Na Caatinga, a deposição de MO vegetal em matas mais fechadas, embora seja mais concentrada no período chuvoso, é maior que em áreas em estádios mais jovens de sucessão (COSTA et al., 2014; MOURA et al., 2016). A densidade e diversidade vegetal aumentam os teores de MO acima e abaixo do solo, como também pode apresentar um efeito tampão para as variações climáticas (KAUR; GUPTA; SINGH, 200; PROULX et al., 2010). Isto explica a estabilidade de áreas de caatinga fechada em relação aos atributos biológicos, durante os diferentes períodos. O trabalho de Insam e Domsch (1988) corrobora esta afirmação, visto que eles observaram que uma área de floresta nativa não teve forte variação nos atributos biológicos com relação à sazonalidade, ao contrário de áreas com cultivo agrícola por 50 anos.

Menores teores de C-BMS nas áreas de caatinga aberta e de pastagem herbácea, durante o período seco, em relação a caatinga fechada, podem ocorrer devido à diminuição no estrato herbáceo e arbustivo, resultando em menor taxa de fotossíntese e rizodeposição. Devido ao déficit hídrico no período seco, a serapilheira tem grande importância para a entrada de carbono no sistema. Inicialmente, o material vegetal menos lignificado (como folhas e galhos jovens), são decompostos, por causa de sua melhor bioacessibilidade, restando com o tempo maior quantidade de material mais recalcitrante, resultando em menor

disponibilidade de substrato, diminuindo assim o C-BMS (BERG; JOHANSSON; MEENTEMEYER, 2000). Outro fator capaz de resultar em menor teor de C-BMS é a maior incidência de radiação solar no solo, causada por menor cobertura vegetal, favorecendo maiores variações de temperatura, umidade e luminosidade (RODRIGUES et al., 2011).

No entanto, há dados mostrando maiores teores de C-BMS no período seco, como os relatados por Singh, Singh e Kashyap (2010) em floresta tropical seca. A explicação é que o período chuvoso induz um pico de crescimento vegetal e rotatividade microbiana. Para crescerem as plantas precisam dos nutrientes presentes no solo, diminuindo a oferta para os micro-organismos e aumentando a competição entre eles, o que favorece os melhores competidores e leva a uma mudança na comunidade microbiana local. Os autores indianos também afirmaram que mudanças no ambiente, como variações na temperatura, secagem e umedecimento, levam à morte de grande parte da biomassa microbiana, resultando em baixos teores de C-BMS. Ao morrer, a biomassa do solo libera os nutrientes, permitindo o início do crescimento vegetal. Devido a este ciclo, o aumento da biomassa do solo no período seco promove a imobilização temporária de nutrientes, permitindo seu uso no período chuvoso (MCGILL et al., 1986; MERCANTE et al. 2004).

A revisão de Roscoe et al (2006) sobre teores de C-BMS em solos brasileiros, encontrou variação de 101 a 1520 mg C g⁻¹ solo. Kaschuk, Alberton e Hungria (2010) observaram valores de C-BMS variando de 72 a 385 mg C.g⁻¹ em solos florestais de caatinga, valores mais altos que os observados neste estudo

O N-BMS não diferiu significativamente entre os diferentes manejos e períodos, demonstrando que o C-BMS é um atributo biológico mais sensível à mudança de uso da terra. Segundo Kaschuk, Alberton e Hungria (2010), o C-BMS é um indicador de qualidade do solo mais sensível que outros parâmetros agronômicos.

A razão entre RBS e C-BMS indica a eficiência do uso de carbono e possível estresse ambiental (BARDGETT; SHINE, 1999). Baixos valores do quociente metabólico indicam que o ambiente não está sob estresse e que a biomassa do solo apresenta eficiência na utilização do carbono (GAMA-RODRIGUES et al., 2008). No período seco, não houve diferença entre as áreas estudadas. Já no período úmido, as áreas de caatinga fechada tiveram qCO₂ menores que os das caatingas abertas e das pastagens herbáceas, que não diferiram entre si. Com relação à sazonalidade, as áreas de caatinga, tanto fechada quanto aberta, não foram influenciadas, enquanto as áreas com pastagem herbácea apresentaram valor menor no período seco.

O qCO_2 diminui em ambientes preservados (ODUM, 1997), explicando o menor valor encontrado nas caatingas fechadas durante o período chuvoso. Já o aumento no qCO_2 na caatinga herbácea durante o período chuvoso pode estar relacionado à baixa eficiência da microbiota na utilização do carbono e ao estresse causado pela mudança climática (SINGH; SINGH; KASHYAP 2010). No trabalho de Martins et al. (2018), também houve aumento no qCO_2 no período chuvoso. Porém, tendência diferente ocorreu no trabalho de Martins et al (2010), em que a maior disponibilidade hídrica no período chuvoso parece ter resultado em menor qCO_2 .

4.2 EFEITOS DA SAZONALIDADE E DAS COBERTURAS DO SOLO SOBRE A ATIVIDADE DA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO EM CADA ÁREA DE ESTUDO

Em Araripina, o qCO_2 e o C-BMS não diferiram entre os manejos (Tabela 5). O qCO_2 teve valores baixos, indicando que a microbiota dessas áreas não está sob estresse (ODUM, 1997). A ausência de diferenças após três anos de exclusão animal sugere que a comunidade microbiana vem se restabelecendo a ponto de já se comportar como a da área mais preservada. Com relação à RBS, no período seco não houve diferença entre os manejos, e os valores médios foram maiores que a média geral do período úmido. No período chuvoso, não houve diferença entre a RBS da caatinga fechada e a da caatinga aberta, que apresentaram médias aproximadamente 40% menores que a média da pastagem herbácea.

Tabela 5: Efeitos da sazonalidade e das coberturas do solo sobre a atividade da biomassa microbiana do solo em parcelas permanentes estabelecidas em municípios do semiárido pernambucano

Município /cobertura do solo	Parâmetro/período (chuvoso ou seco)							
	CBM ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{solo}$)		RBS ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{solo}$)		NBM ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{solo}$)		qCO ₂ ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{solo}$)	
	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco
Araripina								
Caatinga fechada	372.82 aA β	380.16 aA β	41.84bB γ	62.39aA α	104.47aA α	30.38aB β	0.13aA α	0.32aA α
Caatinga aberta	121.18 aA α	163.49 aA α	35.04bB β	67.98aA α	25.74bA β	48.19aA α	0.41aA $\alpha\beta$	1.04aA α
Pastagem herbácea	137.54 aA α	223.13 aA α	62.86aA β	52.02aA β	57.21abA α	55.28aA α	1.03aA α	0.52aA α
Média geral (período)	210,51A	255,59A	46,58B	60,80A	62,47A	44,62A	0,52A	0,62A
Média geral (município)	233,05 γ		53,69 γ		53,55 β		0,57 $\alpha\beta$	
Arcoverde								
Caatinga fechada	592.42 aA β	577.91 aA $\alpha\beta$	33.49bB γ	62.46aA α	87.68aB α	194.38aA α	0.07aA α	0.11aA α
Caatinga aberta	303.19 abA α	250.39 aA α	34.34bB β	65.42aA α	29.67bB β	106.70bA α	0.13aA β	0.29aA α
Pastagem herbácea	208.15 bA α	396.10 aA α	94.98aA α	34.86bB β	89.39aA α	69.46bA α	0.74aA α	0.11aA α
Média geral (período)	367,92A	408,13A	54,27A	54,25A	68,91B	123,51A	0,31 ^a	0,17A
Média geral (município)	388,03 $\alpha\beta$		54,26 γ		96,21 α		0,24 β	

São Bento do Una								
Caatinga fechada	442.82 aA β	278.44 aA β	110.37aA α	65.42aB α	69.68aA α	31.37bB β	0.40bA α	0.27aA α
Caatinga aberta	158.99 aA α	301.39 aA α	93.70aA α	82.76aA α	96.53aA α	62.06abA α	1.41abA α	0.30aB α
Pastagem herbácea	211.64 aA α	360.80 aA α	96.03aA α	82.30aA α	48.61aB α	110.76aA α	1.90aA α	0.37aB α
Média geral (período)	271,15A	313,54A	100,03A	76,82B	71,06 ^a	68,06A	1,24A	0,31B
Média geral (município)	292,34 $\beta\gamma$		88,43 α		69,84 β		0,77 α	
Sertânia								
Caatinga fechada	1275.54 aA α	995.16 aA α	69.84aA β	73.10aA α	19.00bA β	32.92bA β	0.13bA α	0.09aA α
Caatinga aberta	135.16 bB α	409.03 bA α	73.01aA α	83.99aA α	63.76a α A β	47.01bA α	1.29aA α	0.44aA α
Pastagem herbácea	187.44 bA α	213.46 bA α	65.88aB β	94.29aA α	72.86aA α	110.75aA α	0.50abA α	0.55aA α
Média geral (período)	532,71A	539,22A	69,58B	83,79A	51,87 ^a	63,56A	0,64A	0,36A
Média geral (município)	535,96 α		76,68 β		57,72 β		0,50 $\alpha\beta$	
CV (%)	35,77		13,02		29,93		21,25	

Letras minúsculas comparam as diferentes coberturas do solo, dentro de cada área e período de estudo; letras maiúsculas comparam os períodos (seco ou chuvoso), dentro de cada manejo e de cada área; letras gregas comparam as médias gerais dos locais assim como as médias para o mesmo período e mesma cobertura do solo de cada local. Médias seguidas por letras iguais não diferem significativamente pelo teste de --- a 5% de probabilidade.

Além da disponibilidade hídrica, as mudanças ambientais entre os períodos representam variações na temperatura, na luminosidade e na disponibilidade de nutrientes. Estas mudanças causam morte em parte da comunidade microbiana no solo, que é substituída por micro-organismos mais adaptados a este novo período (SING; SING; KASHYAP, 2010). Como a RBS é a resposta metabólica da biomassa microbiana (SILVA et al., 2013), durante esse período de reajuste, é normal sua diminuição, explicando os valores mais baixos encontrados na caatinga fechada e aberta. Além disso, a decomposição da MO é acelerada em ambientes quentes com disponibilidade hídrica. Em locais sem ou com menor dossel florestal a decomposição é intensificada (SAMPAIO, 1995), o que explica os maiores valores encontrados de RBS na pastagem herbácea em relação às demais.

O N-BMS diferiu estatisticamente no período chuvoso entre os diferentes tipos de cobertura do solo, apresentando maior valor na caatinga fechada ($104 \mu\text{g g}^{-1}$ solo), valor intermediário na pastagem herbácea ($57 \mu\text{g g}^{-1}$ solo) e valor menor na caatinga aberta ($26 \mu\text{g g}^{-1}$ solo). No período seco, não houve diferença significativa. O N-BMS aumentou 71% na caatinga fechada durante o período chuvoso ($104 \mu\text{g g}^{-1}$ solo), em relação ao seco ($30 \mu\text{g g}^{-1}$ solo).

A caatinga fechada, por ser um ambiente mais preservado, contém maior e mais diversa composição vegetal, assim como apresenta maior aporte de serapilheira. Isto permite que o ciclo do nitrogênio ocorra de maneira mais íntegra e com menor perda (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006), explicando o maior valor do N-BMS nesse manejo no período chuvoso. No período seco, a ausência de diferença entre os manejos pode ter sido causada pela diminuição da produção vegetal e do aporte de MO (SILVA et al. (2012). A exclusão animal permite que ocorra a sucessão ecológica. A vegetação primária, em geral, tem mais leguminosas, capazes de se associarem simbioticamente com bactérias diazotróficas, aumentando o aporte de N no sistema. Com o crescimento da vegetação secundária, diminui a população de leguminosas, pois já ocorreu alguma melhoria no solo, que começa a comportar vegetação mais diversificada. A pastagem herbácea encontra-se em estágio inicial da regeneração, já a caatinga aberta em estágio mais avançado, o que explica o valor intermediário na primeira e inferior na segunda.

Com relação ao C-BMS em Arcoverde, no período seco não houve diferença entre os manejos. No período chuvoso, a caatinga fechada teve maior média ($592 \mu\text{g g}^{-1}$ solo), a caatinga aberta valor intermediário ($303 \mu\text{g g}^{-1}$ solo) e a pastagem herbácea o menor valor ($208 \mu\text{g g}^{-1}$ solo). A sazonalidade não exerceu influência sobre os manejos. Devido ao déficit hídrico, a criação de animais tornou-se uma importante atividade econômica e social no

semiárido brasileiro. Ao permitir o pastoreio e/ou converter áreas nativas em pastagens, criam-se diferentes extratos vegetais e estádios de sucessão ecológicos (MANZANO; NÁVAR, 2000; PEREIRA FILHO et al., 2013). Em ambientes naturais, extratos mais preservados e mais avançados na sucessão ecológica, apresentam maior aporte de MO, preservação da umidade, controle de temperatura e luminosidade, entre outras características (BASHIR et al, 2016; BALOGH et al., 2011; GAO et al. 2020; PANG et al. 2019), permitindo melhor desenvolvimento, abundância e riqueza da comunidade microbiana do solo. Isto, atrelado à maior disponibilidade hídrica, explica os valores de C-BMS encontrados entre os manejos. Bastida et al. (2006), ao estudar solos com diferentes graus de degradação sob clima semiárido na Espanha, constataram que solos com maior cobertura vegetal apresentaram maior C-BMS.

Ainda em Arcoverde, a RBS no período chuvoso não diferiu entre a caatinga fechada ($33,5 \mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$) e a caatinga aberta ($34,3 \mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$), mas essas coberturas apresentaram menor média que a pastagem herbácea ($94,9 \mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$). O oposto ocorreu no período seco, quando as caatingas fechada ($62,5 \mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$) e aberta ($65,4 \mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$) tiveram maior RBS que a da pastagem herbácea ($34,9 \mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$). No período seco, as RBS da caatinga fechada e da aberta foram 53% maiores que no úmido, o inverso ocorreu com a pastagem herbácea, que teve aumento de 63% no período chuvoso.

O estudo de Kavamura et al. (2013), no Semiárido brasileiro, mostrou que maior umidade resulta em maior diversidade microbiana. Isto explica o maior valor da pastagem herbácea no período chuvoso que no período seco. No período chuvoso, pode ter ocorrido imobilização temporária de nutrientes na vegetação. Provavelmente foi devido a isso que as caatingas fechada e aberta no período chuvoso apresentaram menores RBS que a pastagem herbácea. A explicação para a diminuição da RBS na pastagem herbácea entre o período chuvoso e seco possivelmente é a diminuição do componente vegetal.

No período chuvoso, a caatinga aberta teve menor N-BMS ($29,7 \mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$), que a caatinga fechada ($87,7 \mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$) e a pastagem herbácea ($89,4 \mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$), estas últimas não diferindo significativamente entre si. Já no período seco, a caatinga fechada teve o maior valor ($194,4 \mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$), e a caatinga aberta ($106,7 \mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$) e a pastagem herbácea ($69,5 \mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$) não diferiram entre si. A média geral do período seco foi maior que a do úmido, mas na pastagem herbácea não houve efeito da sazonalidade. A caatinga fechada, por ser um ambiente mais preservado, pode ter desenvolvido melhores mecanismos para diminuição da perda de nitrogênio (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). O maior N-BMS no período seco na caatinga fechada e na caatinga aberta, em relação ao período chuvoso, pode ser por haver

menos plantas competindo pelo nutriente, o que favorece a imobilização do N na biomassa do solo (MCGILL et al., 1986; MERCANTE et al. 2004).

Assim como em Araripina, em Arcoverde não ocorreu diferença entre os manejos com relação ao qCO_2 , que apresentam baixos valores, mostrando que a microbiota dessas áreas não está sob estresse e usa os compostos orgânicos de forma eficiente (GAMA-RODRIGUES et al., 2008).

Em São Bento do Una, não houve diferença quanto ao C-BMS entre os manejos e nem entre período seco e chuvoso, da mesma forma que ocorreu em Araripina. Isto mostra que após três anos da exclusão animal, o C-BMS das áreas mais antropizadas já atingiu teores equivalentes ao da caatinga fechada, área mais preservada, permitindo a reestruturação da comunidade microbiana. A RBS diferiu apenas entre períodos na caatinga fechada, sendo menor no período seco ($65,4 \mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$) que no chuvoso ($110,4 \mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$).

Durante o período seco, a maior entrada de MO no solo é através da serapilheira. Na caatinga fechada, por apresentar maior estrato arbóreo, a serapilheira é constituída de material mais lignificado, sendo este menos acessível a microbiota do solo, resultando em menor processo metabólico (CAMPO; SOLIS; VALENCIA, 2007; BERG; JOHANSSON; MEENTEMEYER, 2000). Além disso, a microbiota do solo torna-se mais ativa com a disponibilidade hídrica (BARNARD et al., 2013).

Com relação ao N-BMS, no período chuvoso não houve diferenças entre manejos. Já no período seco, a pastagem herbácea apresentou o maior valor ($110,8 \mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$). O N-BMS na caatinga fechada foi 45% menor no período seco que no chuvoso, enquanto na pastagem herbácea foi 56% maior no chuvoso.

Em ecossistemas naturais há tendência a ter déficit de N (ZOTARELLI et al., 2012). No período seco há menor disponibilidade de MO e, conseqüentemente, menor atividade biológica devido à carência de substrato. Como as plantas precisam desse N para se desenvolver, podem ter imobilizado o N, o que explica os valores mais baixos de N na caatinga fechada no período seco em relação às demais caatingas. Como a caatinga aberta apresenta densidade vegetal intermediária e herbácea menor, é possível que esta imobilização não tenha ocorrido ou acontecido em menor escala, explicando o N-BMS no período seco (MCGILL et al., 1986; MERCANTE et al. 2004). No período seco, a pastagem herbácea apresentou a maior média ($110,76 \mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$), não havendo diferença significativa no período chuvoso. Na caatinga aberta e na pastagem herbácea, o N-BMS foi cerca de 80% menor no período seco

Os baixos valores encontrados de qCO_2 nos solos de São Bentos do Una indicam que a microbiota do solo não está sob estresse e pode também indicar eficiência no uso do C (ANDERSON; DOMSCH, 1985). Pode-se observar que a mudança entre os períodos aumenta o qCO_2 devido à modificação vegetal e rotatividade microbiana, como já explicado. Já na caatinga fechada isto não ocorreu, devido ao efeito tampão exercido pela vegetação perene (PROULX et al., 2010). Maior média de qCO_2 no período chuvoso que no período seco também foi observada por Martins et al. (2018).

Em Sertânia, o C-BMS foi maior na caatinga fechada, tanto no período seco ($1275 \mu g g^{-1} solo$) como no chuvoso ($9956 \mu g g^{-1} solo$). A caatinga aberta teve menos 67% de C-BMS no período chuvoso que no seco. A caatinga fechada, por ser um ambiente mais preservado, naturalmente apresenta maior disponibilidade de carbono acima e abaixo do solo (TEMPLER et al., 2005; NSABIMANA; HAYNES; WALLIS, 2004). Em Sertânia, também se observa maior disponibilidade de fósforo no solo (Tabela 2), o que ajuda a explicar os maiores valores encontrados.

Em Sertânia, a RBS não diferiu entre os manejos em nenhum dos períodos. Porém, a pastagem herbácea apresentou maior RBS no período seco ($94,3 \mu g g^{-1} solo$) que no chuvoso ($65,9 \mu g g^{-1} solo$), fazendo com que a média geral fosse maior neste período. Como já explicado anteriormente, durante a mudança do período seco para o chuvoso pode ocorrer imobilização temporária de nutrientes e a morte de parte da microbiota do solo (SING; SING; KASHYAP, 2010).

No período chuvoso, o N-BMS foi menor na caatinga fechada e a caatinga aberta e a pastagem herbácea não diferiram entre si. Já no período seco, a pastagem herbácea teve maior média que a caatinga fechada e a caatinga aberta. Não ocorreram diferenças significativas entre período seco e chuvoso.

O menor N-BMS na caatinga fechada nas parcelas de Sertânia pode ter ocorrido devido à imobilização temporária do nitrogênio na biomassa vegetal, já explicado anteriormente. Por ser constituída de maior estrato herbáceo, a serapilheira da pastagem herbácea é menos lignificada, sendo assim mais bioacessível (BERG; JOHANSSON; MEENTEMEYER, 2000). Isto pode explicar a maior média de N-BMS assim como a maior RBS nesse período, visto que a RBS é a resposta metabólica da biomassa microbiana.

Em Sertânia, a sazonalidade não exerceu influência nos valores de qCO_2 entre os manejos. Na época chuvosa a caatinga fechada apresentou qCO_2 ($0,13 \mu g g^{-1} solo$) menor que as demais coberturas (caatinga aberta, $1,29 \mu g g^{-1} solo$, herbácea, $0,50 \mu g g^{-1} solo$), que não se diferenciam.

Comparando os municípios, pode-se observar que o C-BMS foi maior em Sertânia (536 $\mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$) que em São Bento do Una (292,34 $\mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$) e Araripina (233,05 $\mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$). Sertânia está localizada na mesorregião do Sertão de Pernambuco, e o solo da área experimental em Sertânia é um Luvissole crômico (Tabela 2), que apresenta baixa intemperização, é profundo, com alta soma de bases (12,5 Cmolc dm^{-3}) e capacidade de troca de cátions (13,9 Cmolc dm^{-3}), e argila de alta atividade (DOS SANTOS et al. 2018). Além disso, tem os maiores teor de P (66,7 mg dm^{-3}) e, pH (5,8), atributos que ajudam a explicar o maior teor de C-BMS.

Constituindo uma transição da Caatinga para o Cerrado (vegetação conhecida como carrasco), o solo de Araripina teve o menor teor de C-BMS. O solo é classificado como um Latossolo amarelo, caracteristicamente com intemperismo muito avançando, profundo, com baixa quantidade de minerais primários e secundários, apresentando concentração de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, baixa saturação por bases e CTC baixa (DOS SANTOS et al. 2018). De fato, em Araripina foram encontrados os menores valores de P (3,2 mg/dm^3), pH (4,1), SB (1,36 Cmolc dm^{-3}) e CTC (6,21 Cmolc dm^{-3}) e a maior saturação por alumínio (39,8%) (Tabela 3). Araripina apresenta precipitação média anual relativamente alta (711,2 mm) em relação aos demais municípios, esta chuva pode levar à lixiviação de nutrientes, atuando no intemperismo do solo, decompondo os argilominerais do tipo 2:1 e 1:1, diminuindo a CTC, conseqüentemente a reserva catiônica do solo, e proporcionando um acúmulo de alumínio (BRADY; RAY, 2009). O alumínio atua sobre o solo diminuindo o pH e pode causar toxicidade. Segundo Moreira e Siqueira (2006), a decomposição da MO é mais rápida em solos neutros ou ligeiramente alcalinos. Com pH mais baixo, o solo em Araripina pode ter menor disponibilidade de C e imobilização na vegetação. Estes fatores limitam ou diminuem a biomassa microbiana e, conseqüentemente, a C-BMS.

O solo de São Bento do Una apresentou a maior taxa de RBS (88,4 $\mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$), seguido pelo de Sertânia (76,7 $\mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$) e Araripina e Arcoverde, com os menores valores médios (53,7 $\mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$ e 54,3 $\mu\text{g g}^{-1}\text{solo}$, respectivamente) A RBS foi maior que a de Sertânia, apesar do solo de Sertânia ter maiores teores de P, Sb e CTC (tabela 2). Uma possível explicação para a RBS de São Bento do Una ser mais alta que a de Sertânia, apresentar precipitação ligeiramente maior, melhor distribuição ao longo do ano e à menor evapotranspiração potencial, resultante da menor temperatura (23,8 °C e 25 °C, respectivamente). O solo é um Planossolo, que naturalmente apresenta problemas com drenagem, tipicamente com horizontes subsuperficiais adensados devido ao alto teor de argila dispersa, podendo ter horizonte pã. Segundo dos Santos et al (2018), devido às suas

propriedades intrínsecas, o Planossolo permite maior retenção de água no sistema, mesmo em ambientes de clima semiárido.

A explicação para a menor taxa na RBS em Araripina é a baixa qualidade do solo. Arcoverde apresentou maior teor de N-BMS o segundo maior teor de C-BMS,, isto atrelado a maior precipitação média anual, pode ter garantido maior produção vegetal, consequentemente maior entrada de matéria orgânica. Ao apresentar menor qCO_2 , podemos especular que neste município está presente micro-organismos eficientes no uso de C, o que leva a menor perda por respiração no processo de decomposição.

Arcoverde teve maior teor de N-BMS que as outras áreas de estudo ($96,2 \mu g g^{-1} solo$), que não diferiram entre si. O N-BMS é menos sensível que o C-BMS a mudanças ambientais, provavelmente por isso não se diferenciou entre os solos dos municípios (KASCHUK; ALBERTO; HUNGRIA, 2010). Li et al. (2014) analisaram dados de 658 publicações referentes a N-BMS e a P-BMS em florestas de todo o globo e reportaram que o N-BMS é mais elevado com o aumento da latitude ou diminuição da temperatura. Arcoverde, o apresenta menor temperatura e maior altitude que os demais (tabela 1). Atrelado a isto também apresenta maior precipitação média anual ($798,7 mm$), que leva à maior desenvolvimento vegetal e entrada de MO no sistema.

Os valores de qCO_2 são baixos, indicando que as áreas estudadas não estão sob estresse (ANDERSON; DOMSCH, 1985). Os maiores valores de qCO_2 foram encontrados em São Bento do Una ($0,77 \mu g g^{-1} solo$), tendo Sertânia ($0,50 \mu g g^{-1} solo$) e Araripina ($0,57 \mu g g^{-1} solo$) valores intermediários e Arcoverde o menor ($0,24 \mu g g^{-1} solo$). São Bento do Una apresentou maior teor de RBS, Esse alto qCO_2 em São Bento, que teve o maior RBS, pode indicar menor eficiência de uso de substratos orgânicos pela comunidade microbiana, ao contrário do que ocorreu em Arcoverde (GAMA-RODRIGUES et al., 2008).

4.3 ANÁLISES MULTIVARIADAS

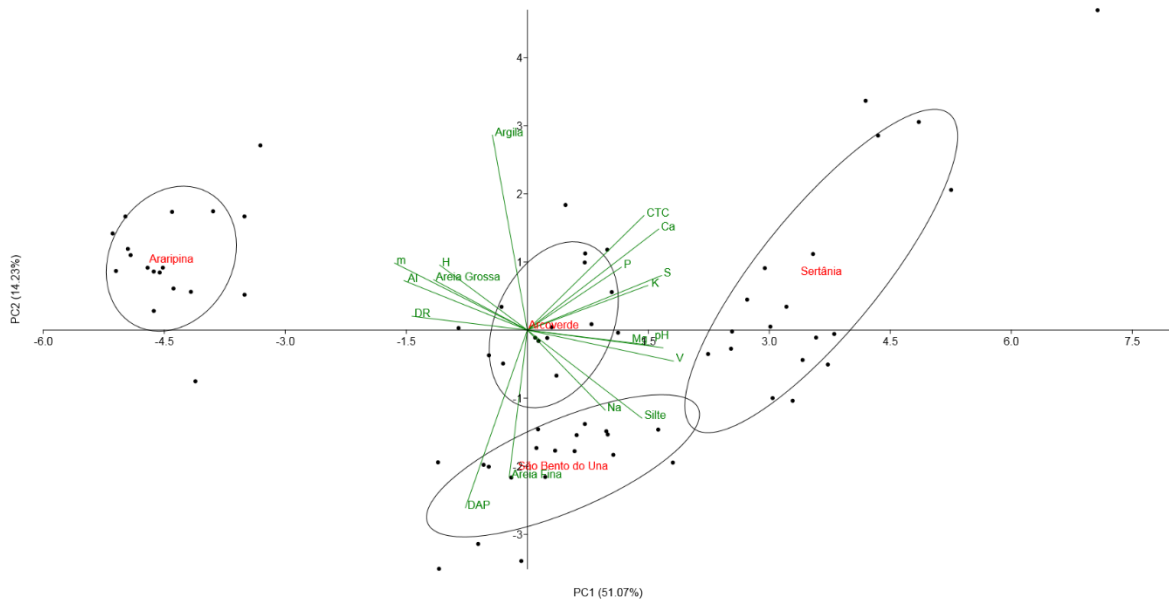


Figura 5: Análise de componentes principais (PCA) das características químicas e físicas dos solos amostrados em quatro pontos no Semiárido de Pernambuco. PC1 e PC2 correspondem aos componentes principais 1 e 2, respectivamente.

Os PC1 e PC2 respondem por 65,3% da variância observada. A análise separa as quatro áreas e mostra que a de Araripina é a mais diferente. São Bento e Arcoverde não se diferenciam no eixo 1, mas sim no eixo 2. A diferença de Araripina está relacionada principalmente ao alumínio e à acidez e a de Sertânia, no outro extremo do eixo 1, à presença de Ca, Mg e K, e, conseqüentemente, à soma de bases. A diferença de São Bento e Arcoverde, no eixo 2, está relacionada à presença de sódio e à textura mais fina.

6 CONCLUSÕES

Os atributos biológicos do solo apresentam menor flutuação entre os períodos chuvosos e secos em ambiente mais preservado (caatinga fechada) que em ambientes mais antropizados (caatinga aberta e pastagem). Após três anos de exclusão animal, a pastagem herbácea já têm valores dos atributos semelhantes aos da caatinga aberta, indicando que a caatinga possui potencial de restabelecer sua comunidade microbiana do solo em tempo relativamente curto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, J.; LACHER, T.; SILVA, J. M. C. The caatinga. Wilderness: earth's last wild places, p. 174-181, 2002.

ALARY, V.; CORNIAUX, C.; GAUTIER, D. Livestock's contribution to poverty alleviation: How to measure it?. **World Development**, v. 39, n. 9, p. 1638-1648, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2011.02.008>

ALVES, J. J. Geocologia da caatinga no semiárido do nordeste brasileiro. **CLIMEP - Climatologia e Estudos da Paisagem**, v. 2, n. 1, 8 out. 2007.

ALVES, R. N.; FARIAS, I.; MENEZES, R. S. C.; LIRA, M. A.; SANTOS, D. C. Produção de forragem pela palma após 19 anos sob diferentes intensidades de corte e espaçamentos. **Revista Caatinga**, v. 20, n. 4, p. 38-44, 2007.

ALVES, J. J. A.; ARAUJO, M. A.; NASCIMENTO, S. S. Degradação da caatinga: uma investigação ecogeográfica. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 3, p. 126-135, 22 jul. 2009.

ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; TAVARES, F. M.; SCHULZ, K.; PEREIRA, R. D. C. A.; CIERJACKS, A. Floristic survey of the caatinga in areas with different grazing intensities, Pernambuco, Northeast Brazil. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, Recife, v. 1, n. 1, p. 43-51, 2016. <https://doi.org/10.24221/jeap.1.1.2016.986.43-51>

ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. The metabolic quotient (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environment conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology & Biochemistry** v. 25, p. 393-395, 1993. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90140-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90140-7)

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Maintenance carbon requirements of actively-metabolizing microbial populations under in situ conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 17, n. 2, p. 197-203, 1985. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(85\)90115-4](https://doi.org/10.1016/0038-0717(85)90115-4)

ANDERSON, T.-H.; DOMSCH, K. H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. **Soil biology and biochemistry**, v. 21, n. 4, p. 471-479, 1989. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(89\)90117-X](https://doi.org/10.1016/0038-0717(89)90117-X)

ANTONGIOVANNI, M.; VENTICINQUE, E. M.; FONSECA, C. Fragmentation patterns of the Caatinga drylands. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 8, p. 1353-1367, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0672-6>

ARAÚJO, A. S. F.; CESARZ, S.; LEITE, L. F. C.; BORGES, C. D.; TSAI, S. M.; EISENHAUER, N. Soil microbial properties and temporal stability in degraded and restored lands of Northeast Brazil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 66, p. 175-181, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.07.013>

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

ARAÚJO, S.M.S. A região semiárida do Nordeste do Brasil: questões ambientais e possibilidades de uso sustentável dos recursos. Rios Eletrônica – **Revista Científica da FASETE**, Paulo Afonso, Ano 5, n.5, p. 89-98, 2011.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MORENO, C. E.; GALÁN-ACEDO, C. La ecología del paisaje en México: logros, desafíos y oportunidades en las ciencias biológicas. **Revista Mexicana de Biodiversidade**, v. 88, p. 42–51, 1 dez. 2017.
<https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.004>

BALDRIAN, P. Microbial activity and the dynamics of ecosystem processes in forest soils. **Current opinion in microbiology**, v. 37, p. 128-134, 2017.
<https://doi.org/10.1016/j.mib.2017.06.008>

BALESDENT, J., BASILE-DOELSCH, I., CHADOEUF, J., CORNU, S., DERRIEN, D., FEKIACOVA, Z., & HATTÉ, C. Atmosphere–soil carbon transfer as a function of soil depth. **Nature**, v. 559, n. 7715, p. 599-602, 2018.
<https://doi.org/10.1038/s41586-018-0328-3>

BALOGH, J.; PINTÉR, K.; FÓTI, S.; CSERHALMI, D.; PAPP, M.; NAGY, Z. Dependence of soil respiration on soil moisture, clay content, soil organic matter, and CO₂ uptake in dry grasslands. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 5, p. 1006-1013, 2011.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.01.017>

BARBOSA, J.Z.; CONSALTER, R.; MOTTA, A.C.V. Fixação biológica de nitrogênio em poaceae. **Evidência**, v.12, n.1, p.7-18, 2012.

BARDGET, R. D.; SAGGAR, S. Effects of heavy metal contamination on the short-term decomposition of labelled [¹⁴C] glucose in a pasture soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v.26, n.6, p.727-733, 1994. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90265-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90265-8)

BARDGETT, R. D.; SHINE, A. Linkages between plant litter diversity, soil microbial biomass and ecosystem function in temperate grasslands. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 31, n. 2, p. 317-321, 1999.

BARNARD, R. L.; OSBORNE, C. A.; FIRESTONE, M. K. Responses of soil bacterial and fungal communities to extreme desiccation and rewetting. **The ISME journal**, v. 7, n. 11, p. 2229-2241, 2013.

BARTLETT, R.J.; ROSS, D.S. Colorimetric determination of oxidizable carbon in acid soil solutions. **Soil Science Society of America Journal**, Am. J., Madison, v. 52, p. 1191-1192, 1988. <https://doi.org/10.2136/sssaj1988.03615995005200040055x>

BASTIDA, F.; MORENO, J. L.; HERNANDEZ, T.; GARCÍA, C. Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 12, p. 3463-3473, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.06.001>

BEŠENIĆ, T.; MIKULČIĆ, H.; VUJANOVIĆ, M.; DUIĆ, N. Numerical modelling of emissions of nitrogen oxides in solid fuel combustion. **Journal of environmental management**, v. 215, p. 177-184, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.014>

BEUCHLE, R.; GRECCHI, R. C.; SHIMABUKURO, Y. E.; SELIGER, R.; EVA, H. D.; SANO, E.; ACHARD, F. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. *Applied Geography*, **Sevenoaks**, v. 58, p. 116-127, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.01.017>

BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. **Forest Ecology and Management**, v.133, p.13-22, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00294-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00294-7)

BERG, B; JOHANSSON, M.; MEENTEMEYER, V. Litter decomposition in a transect of Norway spruce forests: substrate quality and climate control. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 30, n. 7, p. 1136-1147, 2000. <https://doi.org/10.1139/x00-044>

BRADY, N. C. & RAY R. W. Elementos da natureza e propriedades dos solos. **Bookman** Editora, 2009.

BRASIL, Segunda comunicação nacional do Brasil à convenção-quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Disponível em: <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0215/215070>. pdf.2010.

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia - MCT. 3ª Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima: volume 3. Brasília, DF, 2016.24, n. 4, p. 933-943, 2014.

BROOKES, P.C.; POWLSON, D.S.; JENKINSON, D.S. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v.14, p. 319-326, 1982. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(82\)90001-3](https://doi.org/10.1016/0038-0717(82)90001-3)

BURNS, J. C.; MCIVOR, J. G.; LEONIDAS, V. M.; VERA, R. R.; BRANSBY, D. I. Grazing systems for C4 grasslands: A global perspective. *Warm-season (C4) grasses*, v. 45, p. 309-354, 2004. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr45.c9>

BUSTAMANTE, M. M.; NOBRE, C. A.; SMERALDI, R.; AGUIAR, A. P.; BARIONI, L. G.; FERREIRA, L. G.; ...; OMETTO, J. P. Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. **Climatic change**, v. 115, n. 3, p. 559-577, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0443-3>

CAI, Y.; AKIYAMA, H.. Nitrogen loss factors of nitrogen trace gas emissions and leaching from excreta patches in grassland ecosystems: A summary of available data. **Science of the Total Environment**, v. 572, p. 185-195, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.222>

CAMPO, J.; MERINO, A. Variations in soil carbon sequestration and their determinants along a precipitation gradient in seasonally dry tropical forest ecosystems. **Global Change Biology**, v. 22, n. 5, p. 1942-1956, 2016. <https://doi.org/10.1111/gcb.13244>

CAMPO, J.; SOLÍS, E.; VALENCIA, M. G. Litter N and P dynamics in two secondary tropical dry forests after relaxation of nutrient availability constraints. **Forest Ecology and Management**, v. 252, n. 1-3, p. 33-40, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.022>

CARREIRO, M. M.; SINSABAUGH, R. L.; REPERT, D. A.; PARKHURST, D. F. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. **Ecology**, v.81, p.2359-2365, 2000. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2359:MESELD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2359:MESELD]2.0.CO;2)

CASTRO, A.S.; CAVALCANTE, A. Flores da caatinga. Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, 2011.

CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Agricultura e aquecimento global. **Boletim da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 40-44, 2007.

CHANGE, IPCC Climate et al. Mitigation of climate change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, v. 1454, 2014.

CHAMBERS, A., LAL, R., PAUSTIAN, K., Soil carbon sequestration potential of US croplands and grasslands: implementing the 4 per thousand initiative. **J. Journal of Soil and Water Conservation** 71, 68A – 74A. 2016. <https://doi.org/10.2489/jswc.71.3.68A>

CHEN, H.; MARHAN, S.; BILLEN, N.; STAHR, K. Soil organic-carbon and total nitrogen stocks as affected by different land uses in Baden-Württemberg (southwest Germany). **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 172, n. 1, p. 32-42, 2009. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700116>

CHEN, J.; LÆRKE, P. Erik; JØRGENSEN, Uffe. Optimized crop rotations increase biomass production without significantly changing soil carbon and nitrogen stock. **Ecological Indicators**, v. 117, p. 106669, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106669>

CINGOLANI, A. M.; NOY-MEIR, I.; RENISON, D. D.; CABIDO, M. La ganadería extensiva, ¿ es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos?. **Ecología austral**, v. 18, n. 3, p. 253-271, 2008.

CORDEIRO, L. A. M.; ASSAD, E. D.; FRANCHINI, J. C.; SÁ, J. C. M.; LANDERS, J. N.; AMADO, T. J. C.; RODRIGUES, R. A. R.; ROLOFF, G.; BLEY JÚNIOR, C.; ALMEIDA, H. G.; MOZZER, G. B.; BALBINO, L. C.; GALERANI, P. R.; EVANGELISTA, B. A.; O aquecimento global e a agricultura de baixa emissão de carbono. Brasília: MAPA/EMBRAPA/FEBRAPDP, v. 1, p. 75, 2011.

CORREIA KG; ARAÚJO FILHO RN; MENEZES RSC; SOUTO JS; FERNANDES PD. Atividade microbiana e matéria orgânica leve em áreas de caatinga de diferentes estágios sucessionais no semiárido paraibano. **Revista Caatinga.**; 28: 196-202. 2015.

COUTINHO, M. J. F.; CARNEIRO, M. S. S.; EDVAN, R. L.; PINTO, A. P. Livestock activity as stabilizing the Brazilian semiarid. **Veterinária e Zootecnia**, v. 20, n. 3, 1 set. 2013.

CUI, Y.; FANG, L.; GUO, X.; WANG, X.; ZHANG, Y.; LI, P.; ZHANG, X. Ecoenzymatic stoichiometry and microbial nutrient limitation in rhizosphere soil in the arid area of the

northern Loess Plateau, China. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 116, p. 11-21, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.025>

DA SILVA, J. L. B.; DE ALBUQUERQUE MOURA, G. B.; DA SILVA, M. V.; LOPES, P. M. O.; DE SOUZA GUEDES, R. V.; E SILVA, Ê. F. D. F., ...; DE MORAES RODRIGUES, J. A. Changes in the water resources, soil use and spatial dynamics of Caatinga vegetation cover over semiarid region of the Brazilian Northeast. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 20, p. 100372, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100372>

DA SILVA, D. K. A.; DE OLIVEIRA F., N.; DE SOUZA, R. G.; DA SILVA, F. S. B.; DE ARAUJO, A. S. F.; MAIA, L. C. Soil microbial biomass and activity under natural and regenerated forests and conventional sugarcane plantations in Brazil. **Geoderma**, v. 189, p. 257-261, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.06.014>

DA SILVA, J. M.; DE ALBUQUERQUE, L. S.; DOS SANTOS, T. M. C.; DE OLIVEIRA, J. U. L.; GUEDES, E. L. F. Mineralização de vermicompostos estimada pela respiração microbiana. **Revista Verde**, Pombal, PB, v. 8, n. 4, p. 132-135, 2013.

DA SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. The Caatinga: understanding the challenges. In: **Caatinga**. Springer, Cham. p. 3-19. 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_1

DA SILVA SANTANA, M.; SAMPAIO, E. V. D. S. B.; GIONGO, V.; MENEZES, R. S. C.; DE JESUS, K. N.; DE ALBUQUERQUE, E. R. G. M.; PRIMO, D. C.; Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 16, p. e00205, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00205>

DE ANDRADE, E. M.; DO NASCIMENTO AQUINO, D.; CHAVES, L. C. G.; LOPES, F. B. Water as capitals and its uses in the Caatinga. In: **Caatinga**. Springer, Cham. p. 281-302. 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_10

DE OLIVEIRA, G., ARAÚJO, M. B., RANGEL, T. F., ALAGADOR, D., & DINIZ-FILHO, J. A. F. Conserving the Brazilian semiarid (Caatinga) biome under climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 11, p. 2913-2926, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0346-7>

DE OLIVEIRA MORAES, G. S., GUIM, A., TABOSA, J. N., CHAGAS, J. C. C., DE PAULA ALMEIDA, M., & DE ANDRADE FERREIRA, M. Cactus [Opuntia stricta (Haw.) Haw] cladodes and corn silage: How do we maximize the performance of lactating dairy cows reared in semiarid regions?. **Livestock Science**, v. 221, p. 133-138, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2019.01.026>

DE OLIVEIRA, O. F.; DOS SANTOS, M. V.; DA CUNHA, M. V.; JÚNIOR, J. C. D.; MUIR, J. P.; DE MELLO, A. C., ...; DE BARROS, G. F. Botanical composition of Caatinga rangeland and diets selected by grazing sheep. **Tropical Grasslands-Forrajões Tropicais**, v. 4, n. 2, p. 71-81, 2016. [https://doi.org/10.17138/tgft\(4\)71-81](https://doi.org/10.17138/tgft(4)71-81)

DE ARAUJO FILHO, J. A.; GADELHA, J. A.; LEITE, E. R.; SOUZA, P. Z.; CRISPIM, S. M. A.; REGO, M. C. Composição botânica e química da dieta de ovinos e caprinos em

pastoreio combinado na região dos Inhamuns, Ceará. **Embrapa Caprinos e Ovinos-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 1996.

DE LIMA, A. L. A.; SAMPAIO, E. V. D. S. B.; DE CASTRO, C. C.; RODAL, M. J. N.; ANTONINO, A. C. D.; DE MELO, A. L. Do the phenology and functional stem attributes of woody species allow for the identification of functional groups in the semiarid region of Brazil?. **Trees**, v. 26, n. 5, p. 1605-1616, 2012. <https://doi.org/10.1007/s00468-012-0735-2>

DE QUEIROZ, L. P.; CARDOSO, D.; FERNANDES, M. F.; MORO, M. F. Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga domain. In: **Caatinga**. Springer, Cham. p. 23-63. 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_2

DUBEUX JR, J. C. B.; DOS SANTOS, M. V. F.; DE MELLO, A. C. L.; VIEIRA DA CUNHA, M.; DE A. FERREIRA, M.; DOS SANTOS, D. C.; ...; DA C. SILVA, M Forage potential of cacti on drylands. In: **VIII International Congress on Cactus Pear and Cochineal** 1067. p. 181-186. 2013. [10.17660/ActaHortic.2015.1067.24](https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2015.1067.24)

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos de análise de solo. 3. ed. Brasília: **DF: Embrapa Informação Tecnológica**, 574p. 2017.

ERISMAN, J. W.; SUTTON, M. A.; GALLOWAY, J.; KLIMONT, Z.; WINIWARTER, W. How a century of ammonia synthesis changed the world. **Nature Geoscience**, v. 1, n. 10, p. 636-639, 2008. <https://doi.org/10.1038/ngeo325>

ETCHEBARNE, V.; BRAZEIRO, A. Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: soil condition and tree regeneration. **Forest Ecology and Management**, v. 362, p. 120-129, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.042>

EXPLORER, CAIT Climate Data. World Resources Institute. **Washington, DC: World Resources Institute CAIT Climate Data Explorer**, 2015.

FAOSTAT, F. A. O.; PRODUCTION, Agricultural Commodities. Food and agriculture organization of the united nations, 2010. Roma, Italy, 2016.

FALL, D.; DIOUF, D.; ZOUBEIROU, A. M.; BAKHOUM, N.; FAYE, A.; SALL, S. N. Effect of distance and depth on microbial biomass and mineral nitrogen content under *Acacia Senegal* (L.) Willd. trees. **Journal of Environmental Management**, London, v. 95, p. S260-S264, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.03.038>

FERREIRA, M. A.; URBANO S. A. Novas Tecnologias para Alimentação de Bovinos Leiteiros na Seca. **Revista Científica de Produção Animal**, v.15.1, p. 42-52, 2014.

FIELD, C. B.; BARROS, V. R. (Ed.). Climate change 2014—Impacts, adaptation and vulnerability: **Regional aspects**. Cambridge University Press, 2014.

FLORES, J. P. C. Atributos físicos do solo e rendimento de soja em sistema plantio direto em integração lavoura pecuária com diferentes pressões de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.771-780, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000400017>

FRANKLIN, J. F. Importance and justification of long-term studies in ecology. In: Long-term studies in ecology. **Springer**, New York, NY, p. 3-19. 1989. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-7358-6_1

FREY, S. D.; OLLINGER, S.; NADELHOFFER, K. E.; BOWDEN, R.; BRZOSTEK, E.; BURTON, A.; ...; WICKINGS, K. Chronic nitrogen additions suppress decomposition and sequester soil carbon in temperate forests. **Biogeochemistry**, v. 121, n. 2, p. 305-316, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-0004-0>

FILARDI, F. L. Ranzato et al. Brazilian Flora 2020: innovation and collaboration to meet Target 1 of the Global Strategy for Plant Conservation (GSPC). **Rodriguésia**, v. 69, p. 1513-1527, 2018. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201869402>

GALLOWAY, J. N.; DENTENER, F. J.; CAPONE, D. G.; BOYER, E. W.; HOWARTH, R. W.; SEITZINGER, S. P.; ...; VÖOSMARTY, C. J. Nitrogen cycles: past, present, and future. **Biogeochemistry**, v. 70, n. 2, p. 153-226, 2004. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0370-0>

GAO, F.; CUI, X.; SANG, Y.; SONG, J. Changes in soil organic carbon and total nitrogen as affected by primary forest conversion. **Forest Ecology and Management**, v. 463, n. October 2019, p. 118013, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118013>

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; PAULINO, G. M.; FRANCO, A. A. Atributos químicos e microbianos de solos sob diferentes coberturas vegetais no norte do estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1521-1530, 2008.

GIULIETTI, A.M.; HARLEY, R.; QUEIROZ, L.P.; RAPINI, A. To set the scene. In: QUEIROZ, L.P.; RAPINI, A.; GIULIETTI, A.M. (Ed). Towards greater knowledge of the Brazilian semi-arid biodiversity. Brasília: **Ministério de Ciência e Tecnologia**. p. 11- 15. 2006.

GROPPO, J. D.; LINS, S. R. M.; CAMARGO, P. B.; ASSAD, E. D.; PINTO, H. S.; MARTINS, S. C.; SALGADO, P. R.; EVANGELISTA, B.; VASCONCELLOS, E.; SANO, E. E.; PAVÃO, E.; LUNA, R.; MARTINELLI, L. A. Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil. **Embrapa Informática Agropecuária-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2015. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4765-2015>

GROSS, P. J. EDMUNDS. Estabilidade das comunidades de corais do Caribe quantificadas por modelos de monitoramento e autoregressão a longo prazo. **Ecology**, 96 (7) pp. 1812 - 1822. 2015. <https://doi.org/10.1890/14-0941.1>

HANSEN, R.; FRANTZESKAKI, N.; MCPHEARSON, T.; RALL, E.; KABISCH, N.; KACZOROWSKA, A.; KAIN, J.-H.; ARTMANN, M.; PAULEIT, S. The uptake of the ecosystem services concept in planning discourses of European and American cities. **Ecosystem Services**, v. 12, p. 228-246, 1 abr. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.013>

HEIL, J.; VEREENCKEN, H.; BRUGGEMANN, N. A review of chemical reactions of nitrification intermediates and their role in nitrogen cycling and nitrogen trace gas formation in soil. **European journal of Soil Science**, v. 67, p. 23-39, 2016. <https://doi.org/10.1111/ejss.12306>

HOLMGREN, M. Exotic herbivores as drivers of plant invasion and switch to ecosystem alternative states. **Biological Invasions**, v. 4, n. 1, p. 25-33, 2002. <https://doi.org/10.1023/A:1020535628776>

IBGE. Classificação e caracterização dos espaços rurais e urbanos do Brasil - uma primeira aproximação. Rio de Janeiro: IBGE, 2017.

INSAM, H.; DOMSCH, K. H. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. **Microbial ecology**, v. 15, n. 2, p. 177-188, 1988. <https://doi.org/10.1007/BF02011711>

ISLAM, K.; WEIL, R.R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. **Biology and Fertility of Soils** v. 27, p. 408-416, 1998. <https://doi.org/10.1007/s003740050451>

JAHANGIR, M. M. R.; FENTON, O.; MCALEER, E.; JOHNSTON, P.; HARRINGTON, R.; MÜLLER, C.; RICHARDS, K. G. Reactive carbon and nitrogen concentrations and dynamics in groundwater beneath an earthen-lined integrated constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 126, p. 55-63, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.10.021>

JANSSENS, I. A.; DIELEMAN, W.; LUYSSAERT, S.; SUBKE, J. A.; REICHSTEIN, M.; CEULEMANS, R.; ...; LAW, B. E. Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. **Nature geoscience**, v. 3, n. 5, p. 315-322, 2010. <https://doi.org/10.1038/ngeo844>

JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. Microbial biomass in soil: Measurement and turnover. In: PAUL, E.A. & LADD, J.M. eds. **Soil biochemistry**, v.5. NewYork, Marcel Decker, p.415-471, 1981.

JIA, GUO-MEI; CAO, J.; WANG, C.; WANG, G.. Microbial biomass and nutrients in soil at the different stages of secondary forest succession in Ziwulin, northwest China. **Forest ecology and Management**, v. 217, n. 1, p. 117-125, 2005. <https://doi-org.ez19.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.foreco.2005.05.055>

KASCHUK, G.; ALBERTON, O. HUNGRIA, M.. Três décadas de estudos da biomassa microbiana do solo em ecossistemas brasileiros: lições aprendidas sobre a qualidade do solo e indicações para melhorar a sustentabilidade. **Biologia e Bioquímica do Solo**, v. 42, n. 1, pág. 1-13, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.08.020>

KAUR, B.; GUPTA, S. R.; SINGH, Gurbachan. Soil carbon, microbial activity and nitrogen availability in agroforestry systems on moderately alkaline soils in northern India. **Applied soil ecology**, v. 15, n. 3, p. 283-294, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00079-2](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00079-2)

KING, A. E.; BLESCH, J. Crop rotations for increased soil carbon: perennality as a guiding principle. **Ecological applications**, v. 28, n. 1, p. 249-261, 2018. <https://doi.org/10.1002/eap.1648>

KIRIYAMA, H.; MATSUDA, H.; KAMIJI, Y.; MORITA, S. Nitrogen stock and farmer behaviour under rice policy change in Japan. **Journal of Environmental Management**, v. 299, p. 113438, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113438>

KOGEL-KNABNER, I., A composição orgânica macromolecular de plantas e bactérias resíduos como insumos para a matéria orgânica do solo: catorze anos depois. **Soil Biology & Biochemistry** 105, A3 - A8. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.08.011>

KOUTROULIS, ARISTEIDIS G. Dryland changes under different levels of global warming. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 482-511, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.215>

KRAVCHENKO, A. N.; GUBER, A. K.; RAZAVI, B. S.; KOESTEL, J.; QUIGLEY, M. Y.; ROBERTSON, G. P.; KUZUYAKOV, Y. Microbial spatial footprint as a driver of soil carbon stabilization. **Nature Communications**, United Kingdom, v. 10, n. 1, p. 3121, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11057-4>

LACIS, A. A.; SCHMIDT, G. A.; RIND, D.; RUEDY, R. A. Atmospheric CO₂: Principal control knob governing Earth's temperature. **Science**, v. 330, n. 6002, p. 356-359, 2010.

LAL, R.; BEYOND COP 21: potential and challenges of the "4 per Thousand" initiative. **J. Journal of Soil and Water Conservation**, 71, 20A – 25A 2016. <https://doi.org/10.2489/jswc.71.1.20A>

LAL, RATTAN; NEGASSA, WAKENE; LORENZ, KLAUS. Carbon sequestration in soil. Current Opinion in **Environmental Sustainability**, v. 15, p. 79-86, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.09.002>

LAL, RATTAN. Beyond COP 21: potential and challenges of the "4 per Thousand" initiative. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 71, n. 1, p. 20A-25A, 2016. <https://doi.org/10.2489/jswc.71.1.20A>

LE HOUÉROU, H. N. Restoration and rehabilitation of arid and semiarid Mediterranean ecosystems in North Africa and West Asia: a review. **Arid soil research and rehabilitation**, v. 14, n. 1, p. 3-14, 2000. <https://doi.org/10.1080/089030600263139>

LI, P.; YANG, Y.; HAN, W.; FANG, J. Global patterns of soil microbial nitrogen and phosphorus stoichiometry in forest ecosystems. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 9, p. 979-987, 2014. <https://doi.org/10.1111/geb.12190>

LIRA, M. D. A.; MELLO, A. D.; SANTOS, M. D. Considerações sobre a produção leiteira no semi-árido. **Nordeste Rural I, Anais... Aracaju**, 2004.

LIU, X.; LIU, X.; MU, S.; MA, Z.; LI, Q.; LI, L. Vertical distributions of soil carbon and nitrogen fractions as affected by land-uses in the Ili River Valley. **Chemistry and Ecology**, v. 33, n. 2, p. 143-155, 2017. <https://doi.org/10.1080/02757540.2016.1268131>

MAGNÚSSON, R.Í.; TIETEMA, A.; CORNELISSEN, JHC; HEFTING, MM; Review: Sequestration of carbon from coarse woody debris in forest soils. **Forest Ecology and Management**, 377, 1-15. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.033>

MAIA, G.N. Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades. 2.ed. Fortaleza: **Printcola Gráfica e Editora**, 2012.

MANCILLA-LEYTÓN, J. M.; PINO MEJÍAS, R.; MARTÍN VICENTE, A. Do goats preserve the forest? Evaluating the effects of grazing goats on combustible Mediterranean scrub. **Applied Vegetation Science**, v. 16, n. 1, p. 63-73, 2013. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01214.x>

MANZANO, M. G.; NÁVAR, J. Processes of desertification by goats overgrazing in the Tamaulipan thornscrub (matorral) in north-eastern Mexico. **Journal of Arid Environments**, v. 44, n. 1, p. 1-17, 2000. <https://doi.org/10.1006/jare.1999.0577>

MARKERT, B. A.; BREURE, A. M.; ZECHMEISTER, H. G. Bioindicators/Biomonitors (principles, assessment, concepts). 2003.

MARTINS, C. M.; GALINDO, I. C. L.; SOUZA, E. R.; POROCA, H. A. Atributos químicos e microbianos do solo de áreas em processo de desertificação no semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v.34, p.1883-1890, 2010 .

MARTINS, J. R.; FERNANDES, L. A.; OLIVEIRA, A. L. G.; SAMPAIO, R. A.; FRAZÃO, L. A. Soil Microbial Attributes Under Agroforestry Systems in the Cerrado of Minas Gerais. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 25, n. 1, e20160476, 2018. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.047616>

MAYES, M.; MARIN-SPIOTTA, E.; SZYMANSKI, L.; ERDOĞAN, M. A.; OZDOĞAN, M.; CLAYTON, M. Soil type mediates effects of land use on soil carbon and nitrogen in the Konya Basin, Turkey. **Geoderma**, v. 232, p. 517-527, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.06.002>

MAZZETTO, A. M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Comparing how land use change impacts soil microbial catabolic respiration in Southwestern Amazon. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 47, n. 1, p. 63–72, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.bjm.2015.11.025>

MCGILL, W. B.; CANNON, K. R.; ROBERTSON, J. A.; COOK, F. D. Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. **Canadian journal of soil science**, v. 66, n. 1, p. 1-19, 1986. <https://doi.org/10.4141/cjss86-001>

MEDINETS, Sergiy et al. Seasonal dynamics and profiles of soil NO concentrations in a temperate forest. **Plant and Soil**, v. 445, n. 1, p. 335-348, 2019.

MEGNA, P. R.; CHAVES, I. de B.; CHAVES, L. H. G.; LIMA, E. R. V. de. Detecção de Mudança da Vegetação de Caatinga. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 5, n. 6, p. 1473-1487, 18 mar. 2008.

MENDONÇA, E.S. & MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa: UFV,107p., 2005. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04305-5>

MENEZES, R.S. C. I.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GIOGO, V.; PÉREZ-MARIN, A. M.; Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. 72, 643-653, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000400004>

MENEZES, R. S. C.; SALES, A. T.; PRIMO, D. C.; DE ALBUQUERQUE, E. R. G. M.; DE JESUS, K. N.; PAREYN, F. G. C.; ...; SAMPAIO, E. V. D. S. B. Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest. **Geoderma**, v. 390, p. 114943, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114943>

MERCANTE, F. M.; FABRICIO, A. C.; MACHADO, L. A. Z.; SILVA, W. M. Parâmetros microbiológicos como indicadores de qualidade do solo sob 47 sistemas integrados de produção agropecuária. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2004.

MINASNY, B.; MALONE, B. P.; MCBRATNEY, A. B.; ANGERS, D. A.; ARROUAYS, D.; CHAMBERS, A., SOIL CARBON 4 PER MILLE. **GEODERMA**, V. 292, P. 59-86, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>

MOREIRA, F. M. S.; SILVA, K.; NÓBREGA, R. S. A.; CARVALHO, F. Bactérias diazotróficas associativas: diversidade ecologia e potencial de aplicações. **Comunicata Scientiae**, v.1, n.2, p.74-99, 2010. <https://doi.org/10.14295/cs.v1i2.45>

MOREIRA, F. M.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: editora UFLA,626p., 2002.

MONTEIRO, M. T.; GAMA-RODRIGUES, E. F. Carbon, nitrogen, and microbial biomass activity in different litter structures of a natural forest. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 5, p. 819-826, 2004. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000500004>

MOURA AD AND SHUKLA J. On the Dynamics of Droughts in Northeast Brazil: Observations, Theory and Numerical Experiments with a General Circulation Model. **Journal of Atmospheric Sciences** 38: 2653-2675. 1981. [https://doi.org/10.1175/15200469\(1981\)038<2653:OTDODI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/15200469(1981)038<2653:OTDODI>2.0.CO;2)

MOURA, P. M.; ALTHOFF, T. D.; OLIVEIRA, R. A.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; Carbon and nutrient fluxes through litterfall at four suc- cession stages of Caatinga dry forest in Northeastern Brazil. **Nutrient cycling in agroecosystems** 1-14.2016. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9771-4>

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 24 fev. 2000. <https://doi.org/10.1038/35002501>

NAIR, A.; NGOUAJIO, M. Soil microbial biomass, functional microbial diversity, and nematode community structure as affected by cover crops and compost in an organic vegetable production system. **Applied Soil Ecology**, v. 58, p. 45-55, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.03.008>

NASCIMENTO, S. S.; ALVES, J. J. A. Ecoclimatologia do Cariri Paraibano. *Revista Geográfica Acadêmica*, v. 2, n. 3, p. 28–41. 2008.

NEVES, L. V. D. M. W.; FRACETTO, F. J. C.; FRACETTO, G. G. M.; DE ARAUJO FILHO, J. C.; ARAUJO, J. K. S.; DOS SANTOS, J. C. B.;...; DE SOUZA JUNIOR, V. S. Microbial abundance and C and N stocks in tropical degraded Planosols from semiarid northeastern Brazil. **CATENA**, v. 196, p. 104931, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104931>

NSABIMANA, D.; HAYNES, R. J.; WALLIS, F. M. Size, activity and catabolic diversity of the soil microbial biomass as affected by land use. **Applied Soil Ecology**, v. 26, n. 2, p. 81-92, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2003.12.005>

NUNES, B.; BENNETT, D. JÚNIOR, S. M. Sustainable agricultural production: an investigation in Brazilian semi-arid livestock farms. **Journal of cleaner production**, v. 64, p. 414-425, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.07.023>

NYASHINA, G. S.; KUZNETSOV, G. V.; STRIZHAK, Pavel A. Energy efficiency and environmental aspects of the combustion of coal-water slurries with and without petrochemicals. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 1730-1738, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.023>

OISHI, A. C.; PALMROTH, S.; BUTNOR, J. R.; JOHNSEN, K. H.; OREN, R. Spatial and temporal variability of soil CO₂ efflux in three proximate temperate forest ecosystems. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 171, p. 256-269, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.12.007>

OLIVEIRA, E. G.; RIBEIRO, M. C.; ROE, P.; SOUSA-LIMA, R. S. The Caatinga Orchestra: Acoustic indices track temporal changes in a seasonally dry tropical forest. **Ecological Indicators**, v. 129, p. 107897, 2021.

OLHOFF, A.; CHRISTENSEN, J. M. Emissions gap report 2018. 2018.

OSO, V.; RAO, B., Land use conversion in humid tropics influences soil carbon stocks and forms. **Journal of soil science and plant nutrition**. 17, 543-553.2017.

PACHECO, A. A.; NEVES, A. C. O.; FERNANDES, G. W. Uneven conservation efforts compromise Brazil to meet the Target 11 of Convention on Biological Diversity. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 1, p. 43-48, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.12.001>

PAUL, E. The nature and dynamics of soil organic matter: Plant inputs, microbial transformations, and organic matter stabilization. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 98, p. 109-126, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.001>

PANG, D.; WANG, G.; LIU, Y.; CAO, J.; WAN, L.; WU, X.; ZHOU, J. The Impacts of Vegetation Types and Soil Properties on Soil Microbial Activity and Metabolic Diversity in Subtropical Forests. **Forests**, Basel, v. 10, n. 6, 497, 2019.

PANWAR, V.; SEN, S. Disaster damage records of EM-DAT and DesInventar: A systematic comparison. **Economics of Disasters and Climate Change**, v. 4, n. 2, p. 295-317, 2020. <https://doi.org/10.1007/s41885-019-00052-0>

PEGORARO, R. F.; SILVA, I. R. D.; NOVAIS, R. F. D.; BARROS, N. F. D.; CANTARUTTI, R. B.; FONSECA, S. Estoques de carbono e nitrogênio em Argissolo submetido ao monocultivo de *Eucalyptus urograndis* e em rotação com *Acacia mangium*. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 4, p. 933-943, 2014. <https://doi.org/10.1590/1980-509820142404013>

PELLEGRINO, G. Q.; MENDES, T. A.; AMARAL, D. D.; RAMOS, E.; MELLO, I.; RALISCH, R. O acompanhamento global e a agricultura de baixa emissão de carbono. Brasília: **MAPA/EMBRAPA/FEBRAPDP**, 75P, 2011

PEREIRA FILHO, J.M; SILVA, A. M. A.; CÉZAR, M. F. Manejo da Caatinga para produção de caprinos e ovinos. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v.1, p.77-90, 2013.

PIÑEIRO, G.; PARUELO, J.; OESTERHELD, M.; JOBBÁGY, E.G. Pathways of grazing effects on soil organic carbon and nitrogen. **Rangeland Ecology & Management** 63, 109–119, 2010. <https://doi.org/10.2111/08-255.1>

PREGITZER, K. S.; BURTON, A. J.; ZAK, D. R.; TALHELM, A. F Simulated chronic nitrogen deposition increases carbon storage in Northern Temperate forests. **Global change biology**, v. 14, n. 1, p. 142-153, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01465.x>

PROULX, R.; WIRTH, C.; VOIGT, W.; WEIGELT, A.; ROSCHER, C.; ATTINGER, S.; ...; SCHMID, B. Diversity promotes temporal stability across levels of ecosystem organization in experimental grasslands. *PLoS one*, v. 5, n. 10, p. e13382, 2010. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013382>

PURI, G.; BARRACLOUGH, D. Comparison of 2.450 MHz microwave radiation and chloroform fumigation-extraction to estimate soil microbial biomass nitrogen using ¹⁵Nlabelling **Soil biology & biochemistry**, 25:521-522, 1993.

RAICH, J. W.; NADELHOFFER, K. J. Belowground carbon allocation in forest ecosystems: global trends. **Ecology**, v. 70, n. 5, p. 1346-1354, 1989. <https://doi.org/10.2307/1938194>

REYNOLDS, J.F.; STAFFORD SMITH, D.M.; LAMBIN, E. F.; TURNER, B.; MORTIMORE, M.; BATTERBURY, S. P. J.; DOWNING, T. E.; DOWLATABADI, H.; FERNANDEZ, R. J.; HERRICK, J. E.; HUBER-SANNWALD, E.; JIANG, H.; LEEMANS, R.; LYNAM, T.; MAESTRE, F.T.; AYARZA, M.; WALKER, B. Global desertification: building a science for dryland development. **Science** 316, 847–85, 2007. [DOI:10.1126/science.1131634](https://doi.org/10.1126/science.1131634)

ROBERT, M. A.; CHRISTOFFERSON, R. C.; WEBER, P. D.; WEARING, H. J. Temperature impacts on dengue emergence in the United States: Investigating the role of seasonality and climate change. **Epidemics**, v. 28, p. 100344, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.epidem.2019.05.003>

RODRIGUES, H. J. B.; SÁ, L. D. A.; RUIVO, M.; DA COSTA, A. C. L.; DA SILVA, R. B.; DE MOURA, Q. L.; DE MELLO, I. F. Quantitative microbial population variability associated with the microclimate conditions observed in tropical rainforest soil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 26, n. 4, p. 629-638, 2011.

ROSCOE, R.; MERCANTE, F. M.; MENDES, I. C.; REIS JUNIOR, F. B.; SANTOS, J. C. F.; HUNGRIA, M. Biomassa microbiana do solo: fração mais ativa da matéria orgânica. In:

ROSCOE, R.; MERCANTE, F. M.; SALTON, J. C. Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares. Dourados – MS, **Embrapa Agropecuária Oeste**, 2006, 163-198 p.

RIBEIRO, K.; DE SOUSA-NETO, E. R.; DE CARVALHO JUNIOR, J. A.; DE SOUSA LIMA, J. R.; MENEZES, R. S. C.; DUARTE-NETO, P. J.; ...; OMETTO, J. P. H. B. Land cover changes and greenhouse gas emissions in two different soil covers in the Brazilian Caatinga. **Science of the Total Environment**, v. 571, p. 1048-1057, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.095>

SÁ, J.C.M.; LAL, R.; CERRI, C.C.; LORENZ, K.; HUNGRIA, M.; CARVALHO, P.C.F. Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and advance food security. **Environment International**, v.98, p.102-112, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.020>

SAMPAIO, E. V. S. B. et al. Overview of the Brazilian caatinga. Seasonally dry tropical forests, v. 1, p. 35-63, 1995.

SANTOS, J. C.; LEAL, I. R.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; FERNANDES, G.W.; TABARELLI, M. Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. **Trop. Tropical Conservation Science** 4, 276–286., 2011. <https://doi.org/10.1177/194008291100400306>

SANTOS, R. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; EISENLOHR, P. V.; QUEIROZ, L. P.; CARDOSO, D. B.; RODAL, M. J. Identity and relationships of the Arboreal Caatinga among other floristic units of seasonally dry tropical forests (SDTFs) of north-eastern and Central Brazil. **Ecology and Evolution**, v. 2, n. 2, p. 409-428, 2012. <https://doi.org/10.1002/ece3.91>

SCHMIDT, M. W.; TORN, M. S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I. A.; ...; TRUMBORE, S. E.. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, v. 478, n. 7367, p. 49-56, 2011. <https://doi.org/10.1038/nature10386>

SCHULZ, K.; VOIGT, K.; BEUSCH, C.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; KOWARIK, I.; WALZ, A.; CIERJACKS, A. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 367, p. 62-70, 2016 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.011>

SIDDIQUE, I.; ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A.; LAMB, D.; NARDOTO, G. B.; OMETTO, J. P. H. B.; MARTINELLI, LA, SCHMID T. S. Dominance of legumes trees alters nutrient related tions in mixed species forest restoration plantings within seven years. **Biogeochemistry** 88, 89-101. 2008. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9196-5>

SILVA, J.M; DE ALBUQUERQUE, L. S.; DOS SANTOS, T. M. C.; DE OLIVEIRA, J. U. L.; GUEDES, E. L. F.. Mineralização de vermicompostos estimada pela respiração microbiana. **Revista Verde**, Pombal, PB, v. 8, n. 4, p. 132-135, 2013.

SILVA, J. L. B.; MOURA, G. B. A.; LOPES, P. M. O.; FRANÇA E SILVA, Ê. F.; ORTIZ, P. F. S.; SILVA, D. A. O.; ...; GUEDES, R. V. S. Spatial-temporal monitoring of the risk of environmental degradation and desertification by remote sensing in a Brazilian semiarid region. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 02, p. 544-563, 2020.

SILVA, V. M. D.; TEIXEIRA, A. F. R.; SOUZA, J. L. D.; GUIMARÃES, G. P.; BENASSI, A. C.; MENDONÇA, E. D. S. Estoques de carbono e nitrogênio e densidade do solo em sistemas de adubação orgânica de café conilon. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 5, p. 1436-1444, 2015. <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20140520>

SILVA, V. N.; SOUTO, L. S.; DUTRA FILHO, J. DE A.; DE SOUZA, T. M. A.; BORGES, C. H. A. Deposição de serapilheira em uma área de Caatinga preservada no semiárido da Paraíba, Brasil Litter deposition in a savanna area preserved in the semiarid region of. **Revista Verde Agroecologia Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, v. 10, n. 2, p. 21-25, 2015.

SINGH, J. S.; SINGH, D. P.; KASHYAP, A. K. Microbial biomass C, N and P in disturbed dry tropical forest soils, India. **Pedosphere**, v. 20, n. 6, p. 780-788, 2010. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(10\)60068-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(10)60068-9)

SHI, M.; RHIMI, B.; ZHANG, K.; XU, J.; BAHNEMANN, D. W.; WANG, C. Visible light-driven novel Bi₂Ti₂O₇/CaTiO₃ composite photocatalyst with enhanced photocatalytic activity towards NO removal. **Chemosphere**, v. 275, p. 130083, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130083>

SOUZA, B. I.; MENEZES, R.; CÂMARA ARTIGAS, R. Efeitos da desertificação na composição de espécies do bioma Caatinga, Paraíba/Brasil. *Investigaciones Geográficas*, **Boletín del Instituto de Geografía**, 1: 45-59, 2015. <https://doi.org/10.14350/ig.44092>
STEINWEG, J. M.; DUKES, J. S.; PAUL, E. A.; WALLENSTEIN, M. D. Microbial responses to multi-factor climate change: effects on soil enzymes. **Frontiers in microbiology**, v. 4, p. 146, 2013. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2013.00146>

SU, C.; RAN, X.; HU, J.; SHAO, C. Photocatalytic process of simultaneous desulfurization and denitrification of flue gas by TiO₂-polyacrylonitrile nanofibers. **Environmental science & technology**, v. 47, n. 20, p. 11562-11568, 2013. <https://doi.org/10.1021/es4025595>

TABARELLI, M.; LEAL, I. R.; SCARANO, F. R.; SILVA, J. Caatinga: legado, trajetória e desafios rumo à sustentabilidade. **Ciência e Cultura São Paulo**, v. 70, n. 4, p. 25-29, Oct. 2018. <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602018000400009>

TEMPLER, P. H.; GROFFMAN, P. M.; FLECKER, A. S.; POWER, A. G. Land use change and soil nutrient transformations in the Los Haitises region of the Dominican Republic. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, n. 2, p. 215-225, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.07.031>

TIAN, X.; ENGEL, B. A.; QIAN, H.; HUA, E.; SUN, S.; WANG, Y. Will reaching the maximum achievable yield potential meet future global food demand?. **Journal of Cleaner Production**, v. 294, p. 126285, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126285>

TUNDISI, J. G. Pesquisas Ecológicas de Longa Duração: uma abordagem essencial ao estudo de ecossistemas e seus processos. In: TABARELLI, M.; DUARTE DA ROCHA, C. F.; ROMANOWSKI, H. P.; ROCHA, O.; DRUDE DE LACERDA, L. (Ed.). PELD-CNPq: Dez Anos do Programa de Pesquisas PELD-CNPq Ecológicas de Longa Duração no Brasil: Achados, Lições e Perspectivas. [s.l: s.n.] p. 30-37. 2013.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 19, p. 703-707, 1987. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)

VIEIRA, R. D. S. P.; TOMASELLA, J.; ALVALÁ, R. C. S.; SESTINI, M. F.; AFFONSO, A. G.; RODRIGUEZ, D. A.; ...; SANTANA, M. O. Identifying areas susceptible to desertification in the Brazilian northeast. **Solid Earth**, v. 6, n. 1, p. 347-360, 2015. <https://doi.org/10.5194/se-6-347-2015>

VITOUSEK, P. M.; ABER, J. D.; HOWARTH, R. W.; LIKENS, G. E.; MATSON, P. A.; SCHINDLER, D. W.; ...; TILMAN, D. G. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. **Ecological applications**, v. 7, n. 3, p. 737-750, 1997. [https://doi.org/10.1890/10510761\(1997\)007\[0737:HAOTGN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/10510761(1997)007[0737:HAOTGN]2.0.CO;2)

WANG, Z.; ZHAO, M.; YAN, Z.; YANG, Y.; NIKLAS, K. J.; HUANG, H.; ...; WRIGHT, S. J. Global patterns and predictors of soil microbial biomass carbon, nitrogen, and phosphorus in terrestrial ecosystems. **CATENA**, v. 211, p. 106037, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106037>

WALTHER, G.-R.; POST, E.; CONVEY, P.; MENZEL, A.; PARMESAN, C.; BEEBEE, T. J. C.; FROMENTIN, J.-M.; HOEGH-GULDBERG, O.; BAIRLEIN, F. Ecological responses to recent climate change. **Nature**, v. 416, n. 6879, p. 389–395, 28 mar. 2002. <https://doi.org/10.1038/416389a>

WU, WENQI; ZHANG, MING; DING, YUETING. Exploring the effect of economic and environment factors on PM2.5 concentration: a case study of the Beijing-Tianjin-Hebei region. **Journal of environmental management**, v. 268, p. 110703, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110703>

YANG, L.; PAN, J.; SHAO, Y.; CHEN, J. M.; JU, W. M.; SHI, X.; YUAN, S, L. Soil organic carbon decomposition and carbon pools in temperate and sub-tropical forests in China. **Journal of environmental management**, v. 85, n. 3, p. 690-695, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.09.011>

YEVDOKIMOV, I.; LARIONOVA, A.; BLAGODATSKAYA, E. Microbial immobilisation of phosphorus in soils exposed to drying-rewetting and freeze-thawing cycles. **Biology and Fertility of Soils**, v. 52, n. 5, p. 685-696, 2016. <https://doi.org/10.1007/s00374-016-1112-x>

YU, H.; WEI, X.; TAN, W. High nitrogen enrichment increases the allocation of new organic carbon to deep soil layers. **Geoderma**, v. 406, p. 115515, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115515>

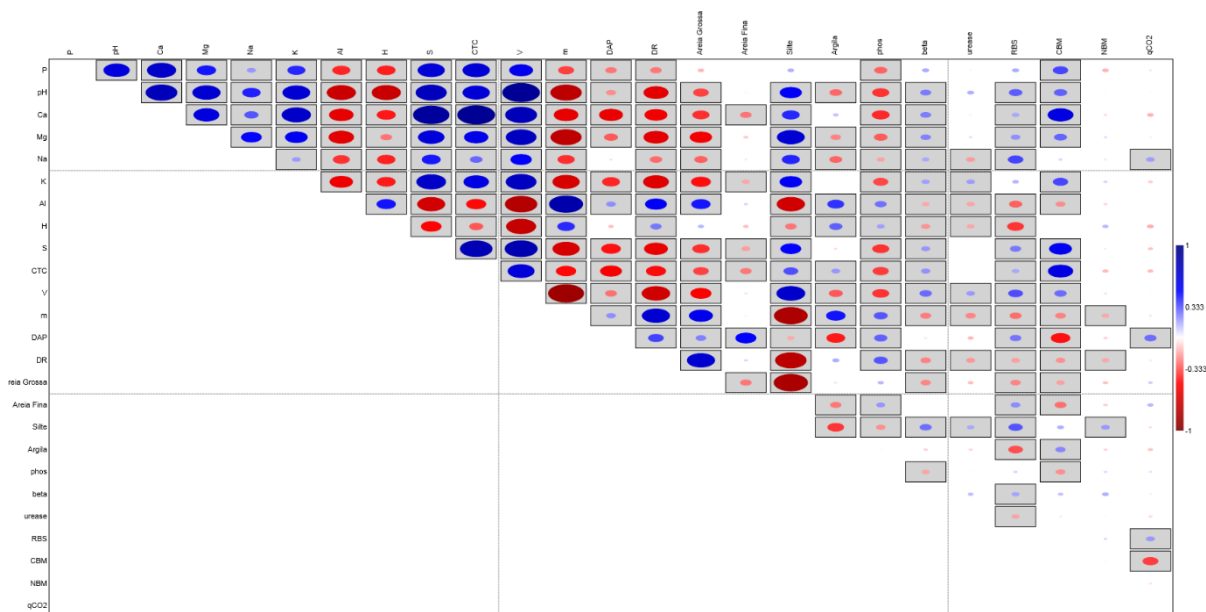
ZHENG X; ZHAO C; PENG S; JIAN S; LIANG B; WANG X; YANG S; WANG C; PENG H; WANG Y. Soil CO₂ efflux along an elevation gradient in Qinghai spruce forests in the upper reaches of the Heihe River, northwest China. **Environmental earth science** 71: 2065-76. 2014. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2608-4>

ZHONGMING, Z.; ZHANG W.; LIU W. 2020, one of three warmest years on record: World Meteorological Organization. 2021.

ZHOU, Z.; WANG, C.; ZHENG, M.; JIANG, L.; LUO, Y. Patterns and mechanisms of responses by soil microbial communities to nitrogen addition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 115, p. 433-441, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.015>

ZHU, L.; WANG, X.; CHEN, F.; LI, C.; WU, L. Effects of the successive planting of *Eucalyptus urophylla* on soil bacterial and fungal community structure, diversity, microbial biomass, and enzyme activity. **Land degradation & development**, v. 30, n. 6, p. 636-646, 2019. <https://doi.org/10.1002/ldr.3249>

ZOTARELLI, L., ZATORRE, N. P., BODDEY, R. M., URQUIAGA, S., JANTALIA, C. P., FRANCHINI, J. C., ALVES, B. J. R., Influence of no-tillage and frequency of a green manure legume in crop rotations for balancing N outputs and preserving soil organic C stocks. Amsterdam, **Field Crops Research**, v. 132, p.185-195. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.12.013>



Apêndice 2: Correlação de Pearson dos atributos dos solos e das variáveis biológicas em solos de áreas de uso forrageiro em pousio há três anos no Bioma Caatinga.

Precisa explicar mais o gráfico: o que são as cores e os símbolos e tornar as anotações dos eixos visíveis e descritas, quando não forem de conhecimento mais geral (ex: pH, Ca, P versus CTC, SB e as variáveis biológicas).