



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

ÍTALO IAN MONTEIRO DA SILVA

**EFEITO DA EXCLUSÃO DE CAPRINOS NAS COMUNIDADES DE NEMATÓIDES
EM UMA FLORESTA SECA DE CAATINGA**

RECIFE

2025

ÍTALO IAN MONTEIRO DA SILVA

**EFEITO DA EXCLUSÃO DE CAPRINOS NAS COMUNIDADES DE NEMATOIDES
EM UMA FLORESTA SECA DE CAATINGA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Biologia Animal. Área de concentração: Ecologia

Orientador (a): Drº André Morgado Esteves

Coorientador (a): Drª Juliane Vanessa Carneiro da Lima da Silva

RECIFE

2025

.Catalogação de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Silva, Ítalo Ian Monteiro da.

Efeito da exclusão de caprinos nas comunidades de nematoides em uma floresta seca de Caatinga / Ítalo Ian Monteiro da Silva.
- Recife, 2025.

76f.: il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, 2025.

Orientação: André Morgado Esteves.

Coorientação: Juliane Vanessa Carneiro de Lima da Silva.

Inclui referências.

1. Nematoda; 2. Caatinga; 3. Saúde do solo; 4. Pecuária extensiva; 5. Caprinocultura; 6. Sobrepastoreio. I. Esteves, André Morgado. II. Silva, Juliane Vanessa Carneiro de Lima da. III. Título.

UFPE-Biblioteca Central

ÍTALO IAN MONTEIRO DA SILVA

**EFEITO DA EXCLUSÃO DE CAPRINOS NAS COMUNIDADES DE NEMATOIDES
EM UMA FLORESTA SECA DE CAATINGA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Biologia Animal. Área de concentração: Ecologia

Aprovada em: 10/04/2025.

BANCA EXAMINADORA:

Prof^o. Dr. André Morgado Esteves/ UFPE (Orientador/Suplente)

Prof^o. Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos/ UFPE (Examinador Interno)

Dr. David José dos Santos/ UNIVASF (Examinador Externo)

Dra. Larissa de Brito Caixeta Vasconcelos/ Instituto Biológico de São Paulo (Examinador Externo)

Prof^o. Dra. Tatiana Fabricio Maria/ UNIRIO (Examinador Externo/Suplente)

Recife
2025

Dedico esta dissertação ao meu orientador Dr. André Morgado Esteves (*in memoriam*) que nos deixou pouco tempo depois do desenvolvimento e defesa deste trabalho. Sua memória, lições, ensinamentos e momentos de descontração ficarão eternamente em nossos corações.

AGRADECIMENTOS

Muito difícil resumir em palavras a imensa gratidão por essa jornada de alto e baixos que foram esses dois anos de mestrado. Agradeço primeiramente a Deus e ao universo por me fazer chegar até aqui!! Foram dois anos de desafios pessoais e profissionais que me fizeram crescer como pessoa e como profissional. Querer vencer através dos estudos é um desafio mental diário, onde a gente se questiona diariamente se vale a pena tanto tempo investindo para pouco reconhecimento no mercado de trabalho. Mas sim (!!!!!), tem valido muito a pena colher os frutos dessa jornada.

Aos meus pais, minha gratidão infinita por todo incentivo e apoio que foi me dado, levarei cada ensinamento de Isaías “do ferro velho” e da professora Rosângela pra minha vida, à ética e profissionalismo que tem sido me dado tanto pessoal quanto profissional não tem preço. Obrigado por terem feito de tudo pra me proporcionar a mim e meus irmão uma educação de qualidade que tem nos feito ir longe, amo vocês. Aos meus irmãos irmãos Isis, Ialle e Igor, obrigado por terem se feito presentes. Aos meus sobrinhos mais queridos Isadora e Davi, que me faziam esquecer das pressões profissionais, e sempre me lembrarem de buscar um mundo melhor para vocês, titio ama muito (!!).

Esses dois anos não seriam o mesmo sem a incrível equipe do laboratório de Meiofauna que se fez presente além dos ensinamentos acadêmicos, estreitando os laços de amizade. Levarei pra sempre as dicas de academia e comidinhas fitness, além dos puxões de orelha da Dr^a Patrícia Neres e do doutorando Alex Manoel, as descontrações com a Adriane Pereira Wandeness. A minha dupla implacável de nematoides do solo Msc Débora Gênesis, essa dissertação não ficaria pronta sem seu olhar rigoroso, e sua paciência em me aturar pedindo script das estatísticas no R. E que claro topa minhas loucuras de “Vamos pra Foz do Iguaçu sim!!!!!!!!!!” ou “Vamos na rural!!! precisamos aprender as coisas lá” E claro à Msc Juliana Thays que me obriga a aturar ela todos os dias (rsrs) você foi um grande acontecimento, não esperava conhecer uma pessoa com um vibe tão incrível pra falar besteira junto e levar pros rolês, amo vocês!! Ao meu eterno orientador Dr^o André Esteves por ter sido além de um professor, um mentor de vida, muito obrigado pela ajuda e oportunidade de fazer essa pesquisa, foi um prazer conhecê-lo, obrigado também por todo auxílio e suporte que me foi dado além da universidade, serei eternamente grato. E, minha coorientadora Dr^a Juliane Carneiro pelos ensinamentos na ecologia de nematoides do solo, muito obrigado.

Ao meu querido Jobson que compartilhou comigo minhas reclamações e vontades de jogar tudo pelos ares, obrigado pela paciência e carinho. A todos os meus amigos que

desabafei as frustrações nesses dois anos, finalmente acabou (momentaneamente), sintam-se abraçados!!! Em especial a Msc Larissa Moraes que compartilhou cada passo, cada frustração, indignação e fofocas nesses últimos dois anos, continuaremos firmes nas próximas etapas.

As pessoas incríveis que conheci em diversos momentos e de alguma forma foram fundamentais no apoio e formação, o pessoal do curso de campo da Caatinga (em especial grupinho licuri rsrs) e professores, que foram fundamentais no aprendizado para essa pesquisa. Ao Drº David Santos que me auxiliou nas parcelas do PELD e Drª Amanda Alves que ajudou nos experimentos. A professora Drª Lilian Guimarães e integrantes do laboratório de Fitonematologia da UFRPE que auxiliaram na troca de ideias e na taxonomia, meus sinceros agradecimentos.

Msc Paulo Barros pela disponibilidade na coleta junto com o doutorando Alex Manoel obrigado (e desculpa pelos perrengues em campo).

Por fim, agradeço aos membros da banca por aceitarem participar, e contribuir com as devidas correções.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal pelo suporte técnico, disciplinas e professores (e confras também rsrs). A CAPES pelo fomento da bolsa, que é de extrema importância para manutenção dos alunos.

A todas as pessoas que passaram e de alguma forma impactou nos resultados finais, muito obrigado!!!!

“The road is long, we carry on, try to have fun in the meantime [...]”. (Lana Del Rey, 2012)

RESUMO

Os ecossistemas terrestres sofrem pressões antrópicas, especialmente pelas mudanças no uso do solo, que afetam a biodiversidade e a estrutura das comunidades. A agropecuária, sobretudo a criação de animais, é uma das principais formas de uso da terra, ocupando metade da superfície terrestre. Na Caatinga, a criação de caprinos é uma das principais causas de degradação da vegetação e do solo. Entretanto, seus efeitos sobre a biota edáfica são pouco investigados. Entre os organismos do solo, os nematoides se destacam como bioindicadores do funcionamento ecossistêmico. Nesse contexto, a presente dissertação tem como objetivo avaliar os possíveis efeitos dos caprinos sobre a comunidade de nematoides, atividade microbiana e atributos do solo na floresta seca da Caatinga por meio de um experimento de exclusão de caprinos. Nossas hipóteses são de que: a abundância, diversidade, composição trófica e a pegada metabólica dos nematoides serão afetadas negativamente pelo pastoreio dos caprinos (1), bem como as propriedades físicas e químicas (2) e a atividade microbiana do solo (3). O estudo foi conduzido no Parque Nacional do Catimbau, o qual cobre uma área de 62,300 ha localizado no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil. Embora o local seja uma unidade de conservação, ainda está sujeito a diferentes interferências dos habitantes, sendo a criação de caprinos a atividade mais difundida na região, essencial no meio de vida e subsistência. Logo, o Parque Nacional do Catimbau representa uma oportunidade valiosa para investigar os impactos dos distúrbios antrópicos na comunidade de nematoides da Caatinga. Nossos achados foram descritos em um capítulo único, onde analisamos a comunidade de nematoides em relação a abundância, diversidade e estrutura trófica, bem como as pegadas metabólicas e índices baseados em nematoides. Os parâmetros físico-químicos do solo como pH, densidade e teores de macro e micronutrientes, também foram avaliados. Em adição a isso, foi avaliado a atividade microbiana usando como proxy a taxa de respiração basal do solo. Os parâmetros físicos e químicos do solo, apenas a argila respondeu significativamente, sendo maior nas áreas pastejadas, já o parâmetro biológico, analisados através da atividade microbiana, foi observado uma resposta positiva ao pastejo dos caprinos. Referente à comunidade de nematoides, verificamos que o tempo de pastejo e a intensidade não foram suficientes para modificar a abundância, diversidade e estrutura trófica da comunidade de nematoides. Os parasitas de planta dominaram em ambos os tratamentos, sendo a biomassa de C e pegada metabólica superior aos demais grupos tróficos nas áreas de pastejo, dos índices aplicados apenas índice e parasitas de planta (PPI) respondeu ao tratamento sendo maior também nas áreas com caprinos. Através desses resultados, concluímos que a intensidade e o tempo que são preditores de mudança nas teias tróficas em áreas de pastagem dos caprinos são considerados baixos na Caatinga. Mas a descoberta principal do nosso trabalho é o possível estímulo do efeito *priming*, ocasionado pelo aumento da atividade microbiana do solo e nematoides parasitas de plantas, que podem contrabalançar os efeitos negativos ocasionados pelos caprinos.

Palavras-chave: pecuária extensiva; caprinocultura; saúde do solo; nematoda; semiárido; sobrepastoreio.

ABSTRACT

Terrestrial ecosystems face anthropogenic pressures, especially due to land-use changes, which affect biodiversity and community structure. Agriculture, particularly livestock farming, is one of the main forms of land use, occupying half of the Earth's available surface. In the Caatinga, goat farming is a major driver of vegetation and soil degradation. However, its effects on soil biota remain poorly studied. Among soil organisms, nematodes stand out as bioindicators of ecosystem functioning. In this context, this dissertation aims to evaluate the potential effects of goats on the nematode community, microbial activity, and soil attributes in the Caatinga dry forest through a goat exclusion experiment. Our hypotheses are that: the abundance, diversity, trophic composition, and metabolic footprint of nematodes will be negatively affected by goat grazing (1), as well as the physical and chemical properties (2) and microbial activity of the soil (3). The study was conducted in the Catimbau National Park, which covers an area of 62,300 ha located in the state of Pernambuco, northeastern Brazil. Although the site is a conservation unit, it is still subject to different interferences from the inhabitants, with goat farming being the most widespread activity in the region, essential for livelihoods and subsistence. Therefore, the Catimbau National Park represents a valuable opportunity to investigate the impacts of anthropogenic disturbances on the Caatinga nematode community. Our findings were described in a single chapter, where we analyzed the nematode community about abundance, diversity, and trophic structure, as well as metabolic footprints and nematode-based indices. The physicochemical parameters of the soil, such as pH, density, and macro and micronutrient content, were also evaluated. In addition, microbial activity was assessed using the soil's basal respiration rate as a proxy. In terms of the soil's physical and chemical parameters, only the clay responded significantly, being higher in the grazed areas, while the biological parameter, analyzed through microbial activity, showed a positive response to goat grazing. With regard to the nematode community, we found that grazing time and intensity were not enough to change the abundance, diversity, and trophic structure of the nematode community. Plant parasites dominated in both treatments, with C biomass and metabolic footprint being higher than the other trophic groups in the grazed areas. Of the indices applied, only the plant parasite index (PPI) responded to the treatment and was also higher in the areas with goats. Through these results, we conclude that the intensity and time that are predictors of changes in trophic webs in areas grazed by goats are considered low in the Caatinga. But the main finding of our work is the possible stimulation of the priming effect, caused by increased soil microbial activity and plant-parasitic nematodes, which can counterbalance the negative effects caused by goats.

Keywords: livestock: goat farming: soil health: nematoda, semi-arid region; overgrazing.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Fluxograma com características dos caprinos que os projetam como os animais tolerantes no cenário das mudanças climáticas.....	19
Figura 2 –	Classificação dos hábitos alimentares de acordo com a morfologia da região anterior.....	25
Figura 3 –	Guildas funcionais classificadas pelo hábito alimentar e pela escala c-p, com os valores numéricos baseados em biomassa e estratégias de vida.....	27

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Resumo dos índices baseados em nematoides estabelecidos por Bongers (1990), Ferris (2001) e Ferris <i>et al.</i> , 2010.....	29
------------	--	----

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO- APRESENTAÇÃO DA DISSERTAÇÃO.....	14
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	16
2.1	FLORESTAS TROPICAIS SECAS: CONCEITO, CARACTERÍSTICAS E PROBLEMÁTICAS.....	16
2.1.1	Uso do solo através da criação de herbívoros nas florestas secas.....	17
2.1.1.1	Distúrbios ocasionados pela caprinocultura.....	18
2.2	CAATINGA: CARACTERÍSTICAS, SERVIÇOS E AMEAÇAS.....	21
2.2.1	Pecuária extensiva na Caatinga.....	22
2.3	PAPEL DA MICROBIOTA DO SOLO: RELAÇÕES EDÁFICAS E SUA IMPORTÂNCIA NO DISTÚRPIO DO SOLO.....	23
2.3.1	Nematoides: o que são, onde vivem e do que se alimentam.....	24
2.3.1.1	Índices baseados em nematoides.....	26
3	OBJETIVOS.....	31
3.1	OBJETIVO GERAL.....	31
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	31
4	HIPÓTESES.....	31
5	CAPÍTULO/MANUSCRITO-EFFECTS OF GOAT EXCLOSURE ON THE NEMATODE COMMUNITY AND THEIR ECOSYSTEM FUNCTIONS IN A CAATINGA DRY FOREST.....	32
6	CONCLUSÕES.....	66
7	REFERÊNCIAS.....	67

1 INTRODUÇÃO

A modificação do habitat é considerada como uma das causas primárias do declínio da biodiversidade (Sala *et al.*, 2000). A conversão de florestas maduras em paisagens antropizadas ocasionadas pela agropecuária e urbanização (Chand, 2022) implica em uma reorganização da biodiversidade em diferentes níveis de organização ecológica, levando à perda do equilíbrio ecológico e da resiliência (Poorter *et al.*, 2021), como também à degradação do solo e à redução de bens e serviços ecossistêmicos (Barnes *et al.*, 2017).

O uso do solo pela agropecuária se dá através da implementação de grandes áreas de monocultura ou criação de rebanhos de animais (Herrero *et al.*, 2009). As áreas de pastagem ocupam cerca de metade da superfície útil da terra, tornando esse tipo de atividade a mais difundida do mundo (Suttie *et al.*, 2005). Isso significa bilhões de animais alimentando-se da vegetação plantada e nativa, modificando o ecossistema (Stroh *et al.*, 2022), afetando as interações animal-planta (Navarro-Perea *et al.*, 2022), alterando a densidade populacional de plantas (Arevalo *et al.*, 2011), e afetando a biota do solo (Yang *et al.*, 2023; Hoffmann; James, 2010). Como outras florestas, as florestas tropicais secas também suportam essa atividade, sendo na maioria das vezes a única fonte de subsistência para milhões de pessoas que vivem nessas áreas (Miles *et al.*, 2006).

A floresta tropical seca da Caatinga é considerada a maior floresta seca em extensão e a mais rica em biodiversidade das Américas (Silva; Leal; Tabarelli, 2017; Araújo *et al.*, 2022), porém, também é caracterizada pela utilização dos recursos florestais para subsistência. Sendo a pecuária de caprinos (*Capra hircus*) uma das atividades mais difundidas (ver Jamelli *et al.*, 2021; Lins *et al.*, 2022). A criação desses animais tem sido considerada uma das principais causas da degradação desse ecossistema (Leal *et al.*, 2018). Sendo documentados os efeitos diretos tanto na vegetação nativa (Menezes *et al.*, 2020), quanto nas propriedades físicas e químicas do solo (Oliveira *et al.*, 2021). Já em relação aos efeitos sobre outros organismos, como a biota do solo, os estudos se encontram reduzidos aos processos acima do solo, havendo poucos sobre os efeitos dessa atividade antrópica principalmente quando envolve os invertebrados e interações abaixo do solo.

Os nematoides estão dentre os animais invertebrados mais abundantes e diversificados do planeta (Van Den Hoogen *et al.*, 2019). Constituem um importante modelo de biota para compreender as respostas da biodiversidade do solo aos efeitos dos distúrbios antrópicos (Sánchez-Moreno *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2017) e mudanças climáticas (Schwarz *et al.*, 2017). Devido à sua adaptabilidade a condições ambientais adversas, os nematoides do solo

são indicadores da estrutura trófica e do funcionamento do ecossistema (Neher, 2010). Sua contribuição varia conforme a abundância, diversidade e atividade metabólica da comunidade (Ferris; Sánchez-Moreno; Brennan, 2012) e através dessas características é possível mensurar a magnitude de diferentes perturbações, como o pastejo de herbívoros.

Diante da problemática abordada, o presente estudo visou avaliar os possíveis efeitos dos caprinos sobre a comunidade de nematoides, atividade microbiana e atributos do solo, por meio de um experimento de exclusão de caprinos, em um tipo de floresta seca da Caatinga. A dissertação é composta por três seções, a primeira abordando teorias ecológicas e a problemática da criação de herbívoros à luz da fragilidade das florestas tropicais secas. Na segunda parte apresentamos os resultados da pesquisa em um manuscrito intitulado “Effects of goat excludure on the nematode community and their ecosystem functions in a Caatinga dry forest”. Por fim, trazemos uma breve conclusão e análises sobre as perspectivas futuras para a área de pesquisa.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 FLORESTAS TROPICAIS SECAS: CONCEITO, CARACTERÍSTICAS E PROBLEMÁTICAS

De toda porção de florestas tropicais que constituem o planeta, 42% podem ser consideradas florestas tropicais secas, sendo a maior porção concentrada nas Américas (Miles *et al.*, 2006). Por não receberem uma definição fixa e universalmente aceita, variando entre autores e instituições (Schröder; Ávila Rodríguez; Günter, 2021), aumenta a dificuldade de conservação. Miles *et al.* (2006) por exemplo sugere abordar a definição proposta por Bullock; Mooney (1995) onde deve-se levar em consideração a localização em regiões tropicais, a sazonalidade do regime de chuvas. Já outras definições levam em consideração o calor ao longo do ano e o impacto na vida dos seres vivos (WWF, 2019; Schröder; Ávila Rodríguez; Günter, 2021).

Sendo assim o conjunto de características que podem definir as florestas secas são a sazonalidade marcante, com uma pluviosidade menor que 1600 mm por ano, e com 5 a 6 meses com menos de 100 mm de chuva mensal, uma temperatura média anual restrita acima de 17°C (Holdridge, 1967). A vegetação característica, abriga espécies vegetais que perdem as folhas durante o período mais seco do ano, sendo uma das especificidades marcantes das florestas secas. As famílias Fabaceae e Bignoniaceae dominam dentre as espécies lenhosas formando um dossel relativamente contínuo e com gramíneas pouco abundantes (Murphy; Lugo, 1986; Pennington; Lavin; Oliveira-Filho, 2009; Gentry *et al.*, 1995).

Sua distribuição se concentra nos locais mais populosos do planeta, com um histórico de milhares de anos de uso dos recursos naturais (Petheram *et al.*, 2006). Sendo a maior porção localizada na América do Sul, África Subsaariana e nordeste da Índia, com porções consideráveis no sudeste da Ásia, norte da Austrália e partes do Pacífico, América Central e Caribe (Blackie *et al.*, 2014). Foram descritas por Sánchez-Azofeifa; Portillo-Quintero (2011) como o ecossistema terrestre mais utilizado e ameaçado do mundo, isso, dando-se ao fato também que menos de um terço delas estão legalmente protegidas (Miles *et al.*, 2006). Seguindo padrão das demais florestas tropicais, apresentam paisagens severamente impactadas e com fragmentos florestais imersos em matrizes agrícolas (Sánchez-Azofeifa *et al.*, 2005). O desmatamento e o histórico de ocupação populacional dessas regiões, onde a maioria da população é vulnerável economicamente, os tornam extremamente dependentes dos recursos florestais como lenha, madeira e uso da terra para a agricultura e criação de

animais (Ribeiro *et al.*, 2015). Como consequência das perturbações antrópicas crônicas e agudas, previsões de estudos climáticos projetam o aumento do período de estiagem e diminuição da precipitação nas florestas secas (Chadwick *et al.*, 2016). Esse fato, atrelado às estimativas de redução da área florestal original em aproximadamente 48% (Hoekstra *et al.*, 2005) compromete o funcionamento e provisão de serviços ecossistêmicos fornecidos pela floresta seca.

A intensificação do uso dos recursos florestais, principalmente para agropecuária pode ser explicada por fatores como: o solo fértil, devido à baixa lixiviação (quando comparada com florestas tropicais úmidas) (Murphy; Lugo, 1986; Pennington; Prado; Pendry, 2000), vegetação de menor estatura, o que facilita a remoção da biomassa vegetal para preparo do solo, e clima seco, mais adequado para criação de animais (Murphy; Lugo, 1986). Essas transformações do ecossistema, resultam na modificação dos parâmetros físicos e químicos do solo. Por exemplo, a redução de matéria orgânica, ocasionada pela remoção da vegetação nativa, leva a queda da atividade metabólica, abundância e diversidade da microbiota do solo (Adamczyk; Kitunen; Smolander, 2013; Liu *et al.*, 2016; Barnes *et al.*, 2017). Nas florestas secas isso ainda é mais significativo devido ao clima seco e baixa umidade, o que diminui o processo de decomposição de matéria orgânica (Zhao *et al.*, 2025). Grande parte da população rural faz uso dessa prática agrícola atrelada ao uso do fogo (Rudel, 2017; Schröder *et al.*, 2021), além da prática da pecuária extensiva usando herbívoros como bovinos, ovinos e caprinos.

2.1.1 Uso do solo através da criação de herbívoros nas florestas secas

A forte relação dos fatores citados anteriormente com as atividades agrícolas nas regiões áridas e semiáridas fez com que essas áreas sustentassem 78% da pastagem global, sendo um valor desproporcional quando comparado a 51% de sua extensão territorial (Asner *et al.*, 2004). A pecuária extensiva predomina o uso do solo em ambientes áridos, sendo uma maneira eficiente de adquirir alimento utilizando os recursos das florestas secas (Reid; Galvin; Kruska, 2008). Os produtos comercializáveis obtidos da produção pecuária, especialmente na forma de carne e leite, sustentam bilhões de pessoas (Herrero *et al.*, 2013), e muitas vezes é o único meio de sustento de populações rurais. Mesmo menos danosa que a pecuária intensiva, a pressão da criação de animais de forma livre traz um histórico de impactos a diferentes ecossistemas (Coughenour, 2008; Oba, 1998; Perevolotsky *et al.*, 1998; Van Der Waal *et al.*, 2011).

As condições do habitat desempenham um papel fundamental na distribuição espacial dos herbívoros, sendo influenciadas pela disponibilidade de recursos essenciais, como alimento e água (Coughenour, 2008; Van Der Waal *et al.*, 2011). Outros fatores ambientais, como características da paisagem (e.g., topografia) e aspectos comportamentais, também exercem influência nesse processo (Beyer *et al.*, 2010; Coughenour, 2008). A abundância dos rebanhos é, em grande parte, determinada pela quantidade e qualidade da produção primária, conforme evidenciado pela relação positiva entre a biomassa total de ungulados nas savanas africanas e variáveis como pluviosidade anual e disponibilidade de nutrientes no solo (Fritz; Loison, 2006).

O forrageio de herbívoros de grande e médio porte podem afetar de forma direta o ambiente, moldando o processo de regeneração natural da vegetação por exemplo, ou de forma indireta modificando os níveis tróficos (Rooney; Waller, 2003). Além disso, o pisoteio excessivo pode alterar os parâmetros físicos do solo por aumentar a compactação, que leva a diminuição de retenção de água do solo, alterando a disponibilidade de água para as plantas (Sagar; Singh, 2004). Já os parâmetros químicos, são alterados por meio da adição de excretas nitrogenadas (e.g fezes, urina e carcaças), podendo aumentar a produtividade vegetal (De Mazancourt; Loreau; Abbadie, 1998). Ao concentrar compostos orgânicos em sua área de vida, podem criar “hotspots” ou atuar na difusão do ecossistema, levando nutrientes em regiões onde há baixos níveis de nutrientes (Doughty; Wolf; Malhi, 2013). A dinâmica da comunidade vegetal também pode ser moldada pela presença desses herbívoros que se beneficiam desse aumento na produtividade, ao concentrarem o forrageamento nas áreas de vida, promovendo a reciclagem dos recursos limitantes (Van Der Waal *et al.*, 2011). Além disso, podem influenciar de forma positiva o ecossistema, ao reduzir a área fotossintética das folhas, esses animais influenciam o estabelecimento de plântulas, a diversidade de espécies, a estrutura das comunidades e a produtividade do ecossistema (Danell *et al.*, 2006).

2.1.1.1 Distúrbios ocasionados pela caprinocultura

Em ambientes com clima extremo, como é o caso de regiões áridas e semiáridas, há a necessidade da criação de animais que demandam de poucos insumos e maquinários. Ovelhas, cabras e bovinos nativos dessas regiões são considerados os mais resistentes para lidar com as altas temperaturas, deficiência de água e energia (ovelhas, McManus *et al.* 2009; cabras, Silanikove 2000; gado, Cooke *et al.* 2020). Os caprinos são considerados um modelo ideal

para lidar com os estressores ambientes (Shilja *et al.* 2016; Darcan e Silanikove 2018), além de suas habilidades físicas, anatômicas, fisiológicas e adaptativas (Chynoweth *et al.*, 2013; CIM *et al.*, 2021; Silanikove 1997. Figura 1). Esses animais possuem uma elevada capacidade de aproveitamento da vegetação disponível no ambiente, o que reduz a necessidade de investimentos financeiros em forragem por parte dos criadores. Essa característica torna sua criação uma alternativa viável para famílias de comunidades tradicionais com recursos financeiros limitados (Illius; O'connor, 1999; Orihuela; Solano, 1999). Assim, são frequentemente mantidos em regime de criação livre em áreas de florestas secas, onde se alimentam da vegetação nativa disponível (Kruska *et al.*, 2003; Ripple *et al.*, 2014).

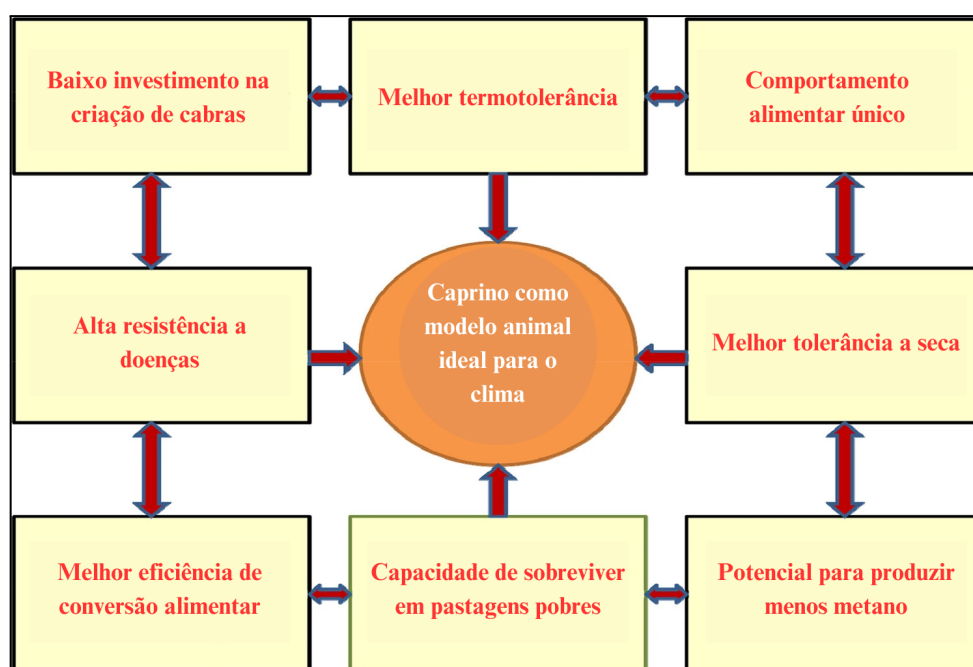


Figura 1- Fluxograma com características dos caprinos que os projetam como os animais tolerantes no cenário das mudanças climáticas. Adaptado de Nair *et al.*, 2021.

Capra hircus L. 1758 (Ordem Cetartiodactyla, Família Bovidae) é um mamífero ruminante de médio porte e comportamento social. Considerado o primeiro animal domesticado pelo ser humano, sua domesticação ocorreu na região do Crescente Fértil há aproximadamente 8.000 a 10.000 anos, com evidências indicando sua origem a partir da espécie *Capra aegagrus* (Machugh; Bradley, 2001; Zeder, 2000). O registro mais antigo de sua introdução em outras regiões data de 1458 d.C., sendo posteriormente disseminado globalmente, principalmente com o objetivo de produção de alimentos (Campbell; Donlan, 2005). A chegada ao Novo Mundo ocorreu durante a era das grandes navegações e explorações europeias no século XVI. Atualmente, os caprinos possuem grande relevância

econômica, fornecendo carne, leite e couro, especialmente em regiões em desenvolvimento (Kosgey *et al.*, 2008; Machugh; Bradley, 2001).

Considerada uma espécie altamente invasiva, com elevadas taxas de herbívora (Campbell; Donlan, 2005), as cabras estão entre as 100 espécies exóticas de maior potencial invasivo (Garglio *et al.*, 2010). Em ilhas, ecossistemas particularmente vulneráveis à introdução de espécies exóticas, populações de caprinos domésticos que escaparam do controle de seus criadores têm causado impactos significativos em diversos ecossistemas insulares ao redor do mundo (Campbell; Donlan, 2005). Por outro lado, devido ao seu baixo valor econômico, a criação desses animais geralmente não resulta na derrubada mecanizada da vegetação nativa para formação de pastagens, com exceção do raleamento observado em áreas do semiárido brasileiro (Garglio *et al.*, 2010).

Em ecossistemas secos, os caprinos são frequentemente associados à redução da riqueza e diversidade de espécies vegetais, bem como à diminuição da abundância, biomassa e altura dos indivíduos. Essas alterações resultam na homogeneização da diversidade taxonômica, filogenética e funcional das comunidades de plantas (Severson; Debano, 1991; Salgado-Luarte *et al.*, 2018; Menezes *et al.*, 2020). No que se refere aos aspectos reprodutivos das espécies vegetais nesses ambientes, a herbivoria exercida por esses animais pode reduzir significativamente a produção de flores e frutos (Ruiz; Banuet, 2012; Xie *et al.*, 2021). Além disso, a criação extensiva de caprinos é considerada um dos principais fatores responsáveis pela degradação ambiental, pois dificulta a regeneração natural das florestas secas devido ao consumo de plantas nativas e ao impacto causado pelo pisoteio (Melo, 2017; FAO, 2019; Schröder; Ávila Rodríguez; Günter, 2021). À medida que a introdução desses animais promove a alteração da vegetação, outros componentes da paisagem como a microbiota do solo também são alterados, sendo necessário entender o efeito dessas pressões nesse componente.

No que se refere às modificações dos parâmetros físicos e químicos do solo, são bem documentados os efeitos negativos da relação entre a densidade aparente e aumento de compactação ocasionado pelo pisoteio excessivo, bem como a nos teores de matéria orgânica e perda de nutrientes (Hester *et al.*, 2006; Schulz *et al.*, 2016; Oliveira *et al.*, 2021). Já a fração biológica do solo encontra-se negligenciada, restrita a estudos apenas sobre diversidade e abundância, relação planta-microrganismos ou com enfoque em apenas um grupo dominante, como bactérias, e sem levar em consideração a atividade desses microrganismos em conjunto, ou as perturbações ocasionadas pelas atividades antrópicas. Outro problema se

dá pelo fato de negligenciar outros grupos, como os invertebrados do solo que respondem a processos de desertificação, por exemplo.

2.2 CAATINGA: CARACTERÍSTICAS, SERVIÇOS E AMEAÇAS

Localizada no semiárido do Brasil, a Caatinga, pode ser definida como um mosaico de fitofisionomias constituído por manchas de floresta seca arbóreas e de vegetação arbustiva, sendo o maior bloco de floresta seca das Américas. Com uma extensão aproximadamente de 820.000 km², ocupa 10% do território nacional e 70% do território nordestino (Silva; Leal; Tabarelli, 2017). Assim como as demais florestas secas, a Caatinga é caracterizada pela instabilidade climática, com período chuvoso irregular concentrado em poucos meses do ano, recebendo em média 600 a 1.000 mm de chuva por ano. O relevo é composto por depressões de com altitudes que variam de 100 a 500m (Silva; Leal; Tabarelli, 2017; MMA/IBAMA 2011). O tipo de solo que compõem a Caatinga é variado, com solos rasos, rochosos e relativamente férteis de embasamento cristalino (70%) a solos arenosos pouco férteis de bacias sedimentares (30%) (Sampaio, 1995). Possui uma flora abundante e diversificada, caracterizada por um elevado índice de endemismo em relação a outras florestas tropicais secas (Silva; Leal; Tabarelli, 2017). Esse ecossistema vem sendo alterado pela ação humana desde o início da colonização europeia (Silva; Barbosa, 2017) e atualmente é a região semiárida com a maior densidade populacional (Marengo; Torres; Alves, 2017), com cerca de 28,6 milhões de habitantes, no qual a pressão sobre seus recursos naturais excede a capacidade de suporte do ecossistema (Leal *et al.*, 2005). Como consequência dessas transformações, estima-se que apenas 40% de sua extensão original permaneçam preservados (Silva; Barbosa, 2017).

Apesar de sua importância ecológica e do papel fundamental na provisão de serviços ecossistêmicos, a Caatinga tem sido negligenciada em políticas públicas. Esse bioma ocupa a terceira posição entre os ecossistemas mais ameaçados do Brasil, ficando atrás apenas da Mata Atlântica e do Cerrado (IBGE, 2020). De acordo com Silva e Barbosa (2017), aproximadamente 63% da Caatinga já foi impactada pela ação humana, possivelmente devido à sua relação com a subsistência das populações locais. Como ocorre em grande parte das Florestas Tropicais Secas ao redor do mundo, a Caatinga sustenta comunidades que dependem diretamente de seus recursos florestais para atividades como agricultura familiar, extração de lenha e madeira, além da criação de caprinos e bovinos.

2.2.1 Pecuária extensiva na Caatinga

A criação de caprinos é uma das atividades mais relevantes para os habitantes da Caatinga, especialmente diante das severas irregularidades climáticas que dificultam a prática agrícola. A caprinocultura tornou-se essencial para a pecuária do sertanejo, garantindo a produção de carne, leite e couro (Medeiros *et al.*, 1994; Sampaio *et al.*, 2006). Historicamente, a vegetação da região tem sido amplamente explorada pela agropecuária tradicional, tanto para a restauração da fertilidade do solo quanto como fonte de pasto para bovinos, ovinos e caprinos (Garglio *et al.*, 2010).

A alta adaptabilidade dos caprinos às condições da Caatinga favoreceu a ampla disseminação dessa atividade na região. Em 2023, o semiárido brasileiro contava com 12,9 milhões de cabeças caprinas, sendo o maior valor já alcançado na série histórica da pesquisa, para essa criação (IBGE, 2024). A nível de comparação, em 2013 haviam 8,7 milhões de cabeças de caprinos, correspondendo a aproximadamente 90,6% do total nacional (IBGE, 2013). No entanto, essa grande concentração representa uma ameaça significativa à comunidade vegetal da Caatinga, podendo intensificar processos de degradação ambiental (Leal; Vicente; Tabarelli, 2003). Impactos semelhantes já foram registrados em outras regiões semiáridas ao redor do mundo, como no Mediterrâneo (Perevolotsky *et al.*, 1998), na África Subsaariana (Oba, 1998), no Chaparral americano (Severson; Debano, 1991) e no Pedemonte argentino (Grünwaldt; Pedrani; Vich, 1994), onde a criação extensiva de caprinos tem sido associada à perda de cobertura vegetal e à redução da biodiversidade.

Estudos recentes na Caatinga apontam impactos negativos dos caprinos em diferentes níveis ecológicos. Lins *et al.* (2022) observaram maior sobrevivência de plântulas em áreas sem acesso por esses animais, sugerindo que sua presença eleva a mortalidade de espécies lenhosas dominantes. Além disso, os caprinos reduzem a biomassa acima do solo, a diversidade de herbáceas e o recrutamento de plantas, comprometendo a estrutura e regeneração da vegetação (Menezes *et al.*, 2020; Schulz *et al.*, 2019). Além de favorecer espécies menos palatáveis, modificando a composição vegetal ao longo do tempo (Kochare; Tamir; Kechero, 2018). No solo, a intensa herbivoria afeta o estoque de carbono, alterando a ciclagem de nutrientes (Schulz *et al.*, 2016).

Esses impactos comprometem serviços ecossistêmicos essenciais, como polinização, ciclagem de água e nutrientes, além da disponibilidade de madeira, lenha e plantas medicinais (Huntly, 1991; Kempel *et al.*, 2015; Menezes *et al.*, 2020). Apesar dos avanços na compreensão desses efeitos, ainda há lacunas sobre a influência dos caprinos na teia alimentar

do solo, principalmente no comportamento da comunidade de invertebrados, como os nematoides, e interações com os microorganismos do solo. Preencher essa lacuna pode contribuir para estratégias que conciliam a criação de caprinos e a conservação da Caatinga, considerando sua relevância para as comunidades tradicionais. Um exemplo disso seria o controle populacional desses animais em áreas de vegetação nativa ou modificações no tipo de criação, passando a ser uma criação intensiva .

2.3 PAPEL DA MICROBIOTA DO SOLO: RELAÇÕES EDÁFICAS E SUA IMPORTÂNCIA NO DISTÚRBIO DO SOLO

Os organismos do solo desempenham um papel essencial na manutenção dos ecossistemas, uma vez que participam ativamente da conversão de matéria e energia, disponibilizando nutrientes para as plantas e, conseqüentemente, sustentando outros níveis tróficos (De Vries *et al.*, 2013; Priyadarshani; Chawla, 2024). A reciclagem dos elementos contidos na matéria orgânica ocorre por meio da fragmentação promovida pela fauna edáfica e da ação de enzimas microbianas, permitindo sua incorporação ao solo. Enquanto a biomassa vegetal representa um importante reservatório de carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e enxofre (S), a biomassa microbiana assegura um fluxo contínuo desses elementos, apresentando uma taxa de reciclagem até 200 vezes mais rápida que a biomassa vegetal (Prasad, 2024; Priyadarshani; Chawla, 2024).

O funcionamento eficiente dos ecossistemas depende, portanto, da interação e do papel coletivo desempenhado pela biota do solo, e não apenas da atuação isolada de um único grupo de organismos (Ferris; Tuomisto, 2015; Haygarth; Ritz, 2009). Minhocas, cupins e ácaros por exemplo, atuam como engenheiros do ecossistema ao modificar a estrutura do solo, influenciando processos como erosão, retenção hídrica e qualidade da água, que são fundamentais para a regulação dos serviços ecossistêmicos (Pulleman *et al.*, 2012; Amogha; Bhavya; Bhavana, 2024). Além disso, mudanças na composição das comunidades de organismos podem impactar negativamente a taxa de ciclagem e decomposição da matéria orgânica, comprometendo a disponibilidade de recursos essenciais como água, fibras e alimentos, além de reduzir a capacidade do solo de filtrar poluentes (Bardgett; Van Der Putten, 2014). Dessa forma, a diversidade biológica, a biomassa corporal e a abundância dos organismos presentes no solo determinam a eficiência e a magnitude dos serviços ecossistêmicos fornecidos por esses sistemas (De Vries *et al.*, 2013; Ferris; Tuomisto, 2015; Vazquez *et al.*, 2019).

As pressões ocasionadas por atividades antrópicas como a intensificação agrícola, caracterizada pelo uso intensivo do solo, leva à redução da riqueza taxonômica de organismos como nematoides, colêmbolos e ácaros (Betancur-Corredor; Zaitsev; Russell, 2024). Meta-análises globais indicam que a abundância e a diversidade da biota edáfica são consistentemente afetadas em diferentes formas de uso da terra, sendo os sistemas agropecuários aqueles que apresentam as maiores perdas (Chiappero *et al.*, 2024; Burton *et al.*, 2023). Além disso, mudanças nas propriedades do solo, como o pH e o teor de matéria orgânica, desempenham um papel mediador nos impactos negativos do uso da terra sobre as comunidades edáficas, variando de acordo com a zona climática (Corredor; Zaitsev; Russell, 2024). Práticas degradantes, como o sobrepastoreio e o desmatamento, amplificam esses efeitos ao perturbar a estrutura e a funcionalidade das comunidades microbianas, comprometendo ainda mais a saúde e a biodiversidade do solo (Dixit *et al.*, 2024).

As pressões das mudanças climáticas, caracterizadas pelo aumento das temperaturas e pela redução das chuvas, impactam diretamente a biodiversidade do solo (Li *et al.*, 2024). As altas temperaturas, por exemplo, levam a uma redução na diversidade de fungos e favorece a predominância de bactérias, alterando a composição microbiana e influenciando a dinâmica do carbono no solo. Já a diminuição das chuvas pode resultar em um aumento na biomassa microbiana do solo, sem necessariamente afetar a diversidade ou a abundância bacteriana (Qiu *et al.*, 2023). No entanto, a umidade do solo desempenha um papel crítico na manutenção da atividade e da diversidade microbiana, e condições extremas de seca podem levar a perdas significativas na biodiversidade edáfica (Amante; Wedajo, 2024). Essa interação entre as mudanças climáticas e a biodiversidade do solo afeta diretamente os serviços ecossistêmicos, pois perturbações nesses sistemas podem comprometer sua funcionalidade e resiliência (Yadav; Bhargava; Tater, 2024).

2.3.1 Nematoides: o que são, onde vivem e do que se alimentam

Os nematoides (Filo Nematoda) são organismos cosmopolitas de corpo cilíndrico e extremidades afiladas, amplamente distribuídos em ambientes terrestres, dulcícolas e marinhos. Considerados os animais mais abundantes e diversificados do planeta, são classificados taxonomicamente com base na morfologia do aparelho bucal, estilete, tipo de cutícula e ovários das fêmeas (Shao *et al.*, 2023). Estima-se a existência de cerca de 35 mil espécies descritas e mais de um milhão ainda por identificar (De Ley; Blaxter, 2004; Hodda, 2022). Quanto ao hábito alimentar, os nematoides podem ser de vida livre, fitoparasitas

(parasitas de plantas) ou zooparasitas, sendo estes últimos responsáveis por doenças humanas como ascaridíase e filariose (Yeates *et al.*, 1993). Os de vida livre são subdivididos em três grupos tróficos: bacteriófagos, fungívoros, onívoros-predadores (Figura 2). Esses organismos se alimentam de matéria orgânica, fungos, bactérias, protozoários e até mesmo outros invertebrados, como rotíferos, tardígrados, anelídeos e outros nematoides. Devido à sua plasticidade ecológica e grande capacidade de adaptação a diferentes condições ambientais, onde há disponibilidade de carbono orgânico, os nematoides são amplamente utilizados como bioindicadores da qualidade do solo (Yeates *et al.*, 1993; Boag; Yeates, 1998; Van Den Hoogen *et al.*, 2019). Já os parasitas de planta se destacam pelo alto número de estudos por causarem prejuízos bilionários em lavouras comprometendo, comprometendo a produtividade e economia do setor agropecuário (Ferraz; Brown, 2016).

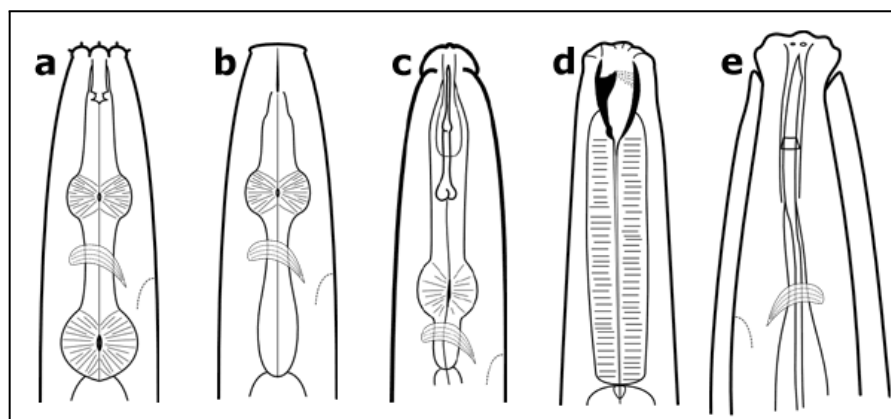


Figura 2- Classificação dos hábitos alimentares de acordo com a morfologia da região anterior. (a) Bacteriófago, (b) Fungívoro, (c) Parasita de planta (d) Predador e (e) Onívoro. Adaptado de Ugarte; Zaborski (2020).

Os nematoides desempenham um papel essencial na dinâmica do solo, contribuindo para a decomposição da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes (Ferris, 2010a; Neher, 2010). Bacteriófagos e fungívoros são fundamentais nesse processo, pois, ao consumirem células bacterianas vivas e micélio fúngico, renovam essas comunidades e transportam microrganismos para novas rotas, intensificando a decomposição (Trap *et al.*, 2016). Além disso, auxiliam na mineralização ao excretar compostos nitrogenados, principalmente na forma de amônia, que é facilmente absorvida pelas plantas (Ferris; Venette; Lau, 1997). Os nematoides onívoros e predadores participam indiretamente da ciclagem de nutrientes ao predarem outros microinvertebrados, regulando as populações de bacteriófagos e fungívoros (Ferris; Sánchez-Moreno; Brennan, 2012). Além disso, atuam no controle biológico de nematoides fitoparasitas e de outros organismos, como protozoários, rotíferos e anelídeos

(Ferris; Sánchez-Moreno; Brennan, 2012). Já os nematoides fitoparasitas possuem um estilete semelhante ao dos fungívoros, que pode ou não apresentar nódulos basais, sendo utilizado para perfurar células vegetais e fúngicas, permitindo a liberação de enzimas extracorpóreas que degradam o conteúdo celular para ingestão (Ferraz; Brown, 2016). No entanto, alterações ambientais, como a substituição de vegetação nativa por monoculturas, podem favorecer esses organismos, tornando-os pragas agrícolas responsáveis por grandes prejuízos às lavouras (Ugarte; Zaborski, 2020).

Bongers (1990) propôs uma classificação dos nematoides baseada em suas estratégias de vida, a escala colonizador-persistente (c-p), varia de 1 (colonizadores) a 5 (persistentes). Os colonizadores (c), correspondentes aos R-estrategistas, possuem ciclo de vida curto, alta taxa reprodutiva e exploram rapidamente ambientes ricos em nutrientes. Normalmente classificados como c-p 1 e 2, são resistentes a diversos distúrbios ambientais. Por outro lado, os persistentes (p), equivalentes aos K-estrategistas, apresentam ciclo de vida longo, baixa taxa reprodutiva e pouca resposta a ambientes com alta disponibilidade de nutrientes. Com valores de c-p 4 e 5, são altamente sensíveis a distúrbios ambientais. Já os nematoides classificados como c-p 3 possuem características intermediárias entre os grupos 2 e 4, sendo moderadamente sensíveis a alterações no ambiente (Bongers; Bongers, 1998; Yeates *et al.*, 1993).

2.3.1.1 Índices baseados em nematoides

O uso de nematoides como bioindicadores da saúde do solo teve início na década de 1970, fornecendo informações valiosas por meio de parâmetros tradicionais, como abundância e diversidade de espécies (Du Preez *et al.*, 2022; Yeates, 1970; Freckman, 1988; Wasilewska, 1997). No entanto, a criação do Índice de Maturidade (IM) por Bongers (1990) e suas modificações subsequentes (Yeates, 1994; Korthals *et al.*, 1996), juntamente com o desenvolvimento de novos índices baseados em nematoides (NBIs) por Ferris *et al.* (2001) e Ferris (2010), ampliaram significativamente as ferramentas para avaliação do estado dos ecossistemas do solo (Du Preez *et al.*, 2022). O aprimoramento deste conceito levou à categorização das teias alimentares do solo como basais, enriquecidas e/ou estruturadas, com base nas características da história de vida e nos pesos atribuídos às famílias ou, em alguns casos, aos gêneros de nematoides (Ferris *et al.*, 2001). Isso resultou na criação de índices diagnósticos da teia alimentar do solo, como o Índice de Enriquecimento (EI), o Índice de Estrutura (SI), o Índice Basal (BI) e o Índice de Canal (IC) (Ferris *et al.*, 2001). O EI reflete a

disponibilidade de alimentos e o enriquecimento de nutrientes, enquanto o SI indica a complexidade da teia alimentar. Esses índices possibilitam a ilustração das condições da teia alimentar do solo em um gráfico bidimensional de análise faunística (Figura 3), que evidencia seu status, desde degradado e empobrecido até maduro e fértil. Já o BI se baseia nos componentes basais da comunidade de nematoides, com valores mais altos indicando condições deterioradas da teia alimentar. Por fim, o IC revela a principal via de decomposição da matéria orgânica, seja bacteriana ou fúngica (Ferris *et al.*, 2001).

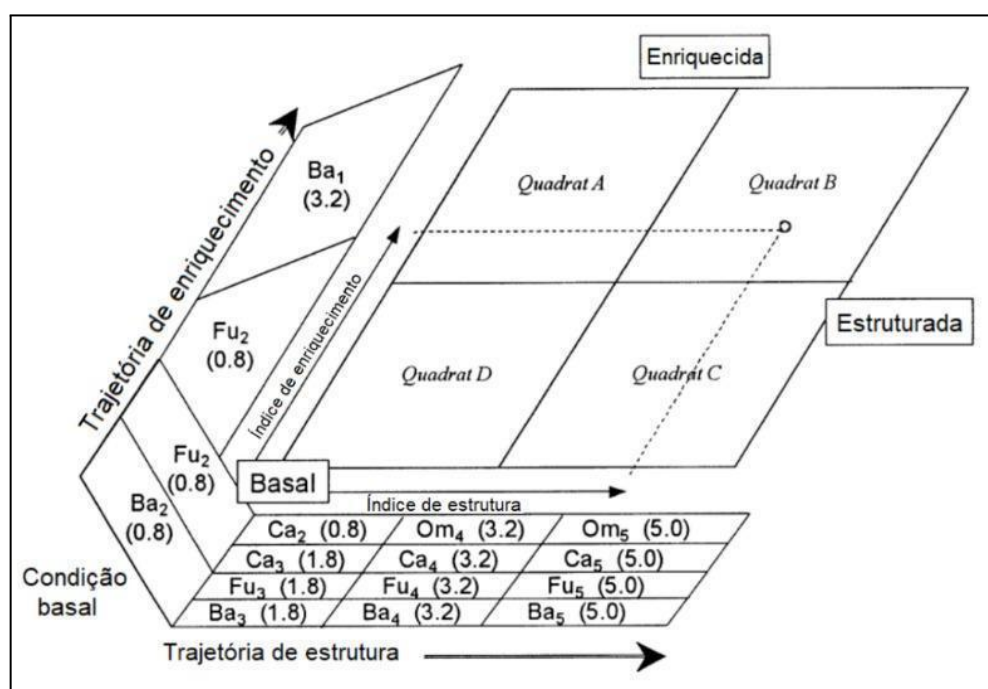


Figura 3: Guildas funcionais classificadas pelo hábito alimentar e pela escala c-p, com os valores numéricos baseados em biomassa e estratégias de vida. Siglas: Bacteriófagos (Ba), Fungívoros (Fu), Carnívoros/predadores (Ca), Onívoros (Om). Adaptado de Ferris *et al.*, 2001.

Em outra contribuição para o refinamento dos índices baseados em nematoide, Ferris (2010b) desenvolveu o *metabolic footprint* para quantificar a atividade metabólica das guildas funcionais dos nematoides e avaliar sua contribuição para as funções e serviços ecossistêmicos do solo. Esse índice é baseado no uso de carbono para crescimento corporal e respiração, refletindo as respostas da teia alimentar do solo à disponibilidade de recursos (Ferris; Sánchez-Moreno; Brennan, 2012; Zhang *et al.*, 2017). O *metabolic footprint* é subdividido em três componentes: pegada de enriquecimento, que representa a atividade metabólica dos nematoides cp 1-2, os primeiros a responder ao aporte de nutrientes no solo; pegada estrutural, associada à atividade dos onívoros e predadores (cp 3-5), reguladores da

cadeia alimentar e indicadores da abundância de organismos com funções similares; e a atividade metabólica dos bacteriófagos, fungívoros e fitoparasitas, que indicam a entrada de carbono e energia nos respectivos canais de decomposição (Ferris, 2010b). Devido a essas características, o *metabolic footprint* é uma ferramenta sensível para monitorar as respostas das cadeias alimentares do solo às variações na disponibilidade de nutrientes e a distúrbios ambientais (Bhusal; Tsiafouli; Sgardelis, 2015; Ferris, 2010b; Zhang *et al.*, 2015, 2017, 2019). Os índices baseados em nematoides, bem como os indicadores e relevância ecológica podem ser consultados na tabela 1.

Há um número crescente de estudos envolvendo os nematoides para caracterizar as áreas de pastagem em diferentes manejos, tempo e intensidades. A maioria avaliou os efeitos do pastejo na abundância, diversidade e índices baseados em nematoides do solo em ecossistemas campestres, mas os resultados têm sido inconsistentes, e os mecanismos subjacentes à resposta das comunidades de nematoides ao pastejo ainda não são totalmente compreendidos. Grande parte aponta um efeito negativo do pastoreio sobre a abundância e diversidade de nematoides (Wall-Freckman; Huang, 1998; Wang *et al.*, 2019; Liu, 2021). Outras pesquisas indicam que o pastoreio pode aumentar a abundância de nematoides e melhorar a estrutura da comunidade (Wang *et al.*, 2006). Há também evidências de que o pastoreio não afeta diretamente as comunidades de nematoides, mas influencia sua estrutura indiretamente, ao modificar as propriedades do solo e a biomassa vegetal (Wang, 2018). Enquanto outros estudos sugerem que os efeitos do pastoreio sobre a abundância e diversidade de nematoides variam conforme a taxa de lotação animal (Pan, 2021). Embora as respostas sejam diversas, a crescente perturbação causada pelo pastoreio de caprinos na Caatinga torna essencial reavaliar seu impacto, especialmente nesta floresta seca, onde os estudos sobre efeitos deste pastoreio na biota do solo são escassos. O uso dos nematoides como bioindicadores, mostra-se aqui uma ferramenta ecológica crucial para compreender as consequências ecológicas dessa atividade, contribuindo para estratégias de manejo sustentável na Caatinga.

Tabela 1: Resumo dos índices baseados em nematoides estabelecidos por Bongers (1990), Ferris (2001) e Ferris *et al.*, 2010. Adaptado de Du Preez *et al.*, 2022.

Índice	Indicadores	Faixa	Relevância Ecológica
Índice de maturidade (MI)	Distúrbio ambiental resultante de perturbações.	1-5	Baixos valores (<2) indicam um estágio sucessional inicial ou um nível temporário de aumento da disponibilidade de nutrientes. Valores próximos de 2 indicam um alto nível de perturbação com baixa estrutura da teia alimentar do solo, enquanto valores intermediários (2,5–3) indicam alguma maturidade da teia alimentar do solo. Valores altos (>3) indicam uma teia alimentar do solo bem estruturada e complexa, provavelmente com conectividade e fluxo de energia entre os níveis tróficos.
Índice de maturidade 2-5 (MI 2-5)	Distúrbio ambiental resultante de perturbações não relacionadas ao enriquecimento de nutrientes em campos agrícolas.	2-5	Baixos valores (próximos de 2) indicam uma perturbação substancial resultante de distúrbios não relacionados ao enriquecimento de nutrientes. Valores altos (>3) indicam maior maturidade, com efeito mínimo ou inexistente resultante de perturbações.
Índice de parasitas de planta (PPI)	Composição da assembleia dos nematoides parasitas de planta.	2-5	Valores baixos (próximos a 2) indicam assembleias de nematoides fitoparasitas dominadas por ectoparasitas pequenos e médios que se alimentam de células vegetais individuais. Valores mais altos indicam assembleias dominadas por nematoides (semi-)endoparasitas médios e grandes (por exemplo, <i>Meloidogyne</i> e <i>Helicotylenchus</i> spp.) ou nematoides ectoparasitas (por exemplo, <i>Xiphinema</i> e <i>Longidorus</i> spp.).
Índice de Enriquecimento (EI)	Disponibilidade de alimentos e enriquecimento de nutrientes.	0-100	Valores baixos (0–30), intermediários (30–60) e altos (60–100) indicam níveis equivalentes de disponibilidade de alimento (por exemplo, carbono orgânico lábil) e enriquecimento de nutrientes.
Índice de Estrutura (SI)	Estrutura e complexidade da teia alimentar do solo, bem como distúrbios devido a causas ambientais ou antropogênicas.	0-100	Valores baixos (0–30), intermediários (30–60) e altos (60–100) indicam níveis equivalentes de complexidade da teia alimentar do solo. Valores mais baixos são indicativos de teias alimentares do solo perturbadas, enquanto valores mais altos indicam uma teia alimentar do solo estruturada.

Índice de Canal (CI)	Via predominante da decomposição de matéria orgânica.	0-100	Valores mais baixos (<50) indicam predominância da decomposição bacteriana, associada à matéria orgânica de rápida degradação, enquanto valores mais altos (>50) refletem decomposição fúngica, característica da degradação lenta de matéria mais complexa. Esse índice responsivo permite detectar mudanças nas vias de decomposição ao longo do tempo.
Índice Basal (BI)	Estrutura e complexidade da teia alimentar	0-100	Valores baixos (0–30), intermediários (30–60) e altos (60–100) indicam diferentes níveis de perturbação do solo. Valores superiores a 50 sinalizam uma teia alimentar do solo empobrecida e degradada.
Pegada Metabólica dos Nematoides (NMF)	Magnitude das funções e serviços ecossistêmicos desempenhados pela comunidade de nematoides.	0-infinito	Valores mais altos de pegadas metabólicas indicam maior canalização de carbono e, conseqüentemente, maior contribuição para as funções e serviços ecossistêmicos do solo. Isso pode ser analisado por grupo trófico ou por componentes da comunidade de nematoides que indicam enriquecimento e estrutura.

4 OBJETIVOS

4.1 Objetivo geral

- Verificar possíveis efeitos da herbivoria por caprinos na vegetação nativa da Caatinga sobre as funções ecossistêmicas reguladas por diferentes guildas funcionais dos nematoides e suas implicações sobre os parâmetros de saúde do solo.

4.2 Objetivos específicos

- Verificar se os possíveis efeitos da herbivoria por caprinos na vegetação da Caatinga moldam a estrutura da comunidade e se afeta a atividade metabólica dos nematoides do solo;
- Verificar se há relação entre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e a estrutura taxonômica e funcional da comunidade de nematoides em áreas sob herbivoria por caprinos na vegetação da Caatinga.

HIPÓTESES

- (1) Os parâmetros físicos e químicos do solo serão afetados negativamente pelo pastejo dos caprinos.
- (2) A abundância, diversidade, composição trófica e pegada metabólica da comunidade de nematoides serão afetadas negativamente pelo pastejo dos caprinos.
- (3) A atividade microbiana do solo irá responder de forma negativa ao pastejo dos caprinos.

5 CAPÍTULO/MANUSCRITO: EFFECTS OF GOAT EXCLOSURE ON THE NEMATODE COMMUNITY AND THEIR ECOSYSTEM FUNCTIONS IN A CAATINGA DRY FOREST

Ítalo Ian Monteiro^a, Débora Gênesis da Silva^a; Juliane Vanessa Carneiro de Lima da Silva^b, André Morgado Esteves.^c

^aPrograma de Pós-graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego s/no, Recife, PE 50670-901, Brazil.

^bNemasolum Soluções Agrícolas Ltda, Mogi Mirim, SP 13803-010, Brazil.

^cDepartamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego, s/no, Recife, 50670-901, Brazil.

ABSTRACT

Traditional animal livestock grazing modifies natural landscapes, affecting the plant community and the physical, chemical, and biological parameters of the soil. This is the case of the Caatinga dry forest, home to domestic goat herds that are economically important for the subsistence of rural populations. However, the effects of this activity on below-ground biological communities in dry forests are still insufficiently known. This study aimed to analyze this effect, using soil nematodes and microbial activity as a proxy for biota, observing how the community of these animals and microbial activity respond to free grazing by goats in a Caatinga dry forest. The study area consisted of 14 blocks, each divided into grazed and ungrazed, located in the Catimbau National Park, Pernambuco, northeastern Brazil. A total of 45 nematode genera were found. The abundance, composition, and diversity were not modified. However, the metabolic footprint and C biomass of the plant-parasitic nematodes were positively affected by the presence of the goats, as was the microbial activity, which was also higher in the grazed areas. Among the soil's physical and chemical properties, only the clay content was altered, being higher in the grazed areas. Our results suggest that the time and intensity of goat grazing did not modify food webs or soil attributes, but did promote changes in the dynamics between microorganisms and plant parasites mediated by the vegetation through a *priming* effect. These findings shed light on the complexity of food webs of nematodes and microorganisms in dry forests through herbivory by exotic animals, and how it can affect essential soil ecological processes such as nutrient cycling.

Keywords: livestock grazing; soil health; overgrazing; land use; microbial activity.

Introduction

The loss of tropical forests has been driven by various disturbances such as agriculture, livestock, forest fires, and urbanization, where ecological processes are diminished or severely restricted (Curtis *et al.*, 2018). Worldwide, extensive livestock grazing stands out as one of the main causes of forest degradation (Eldridge *et al.*, 2016), based on the free-living of animals in landscapes, exposing the soil and native vegetation to different levels of degradation due to overgrazing (Nori, 2007; Stroh *et al.*, 2022), and inadequate management practices. Present in diverse ecosystems, this practice is even more widespread in tropical dry forests (TDFs) (Nair *et al.*, 2021), where these arid and semi-arid regions are being degraded by rampant grazing (Petz *et al.*, 2014) to meet the population's food demand. Consequently, grazing-induced habitat modification alters species composition, reducing the diversity of terrestrial plants and invertebrates (Williams *et al.* 2008, van Klink *et al.* 2014). However, it is still unclear how this practice affects the food webs and interactions of below-ground organisms in TDFs.

In tropical dry forests, land use and woody and non-woody resources are even more pronounced due to the high poverty rate present in these areas, where subsistence agriculture predominates (Blackie *et al.* 2014). The opening up of areas for plantations and the free-living animals in the midst of native vegetation are the most widespread practices in these forests (Siyum, 2020), the latter being characterized by the impact on the plant extract due to continuous grazing on the soil, and high consumption of plant biomass. Therefore, the damaging effects are detectable in the structure of plant communities and the physical and chemical properties of the soil (Díaz *et al.*, 2007; Podwojewski *et al.*, 2002). The consumption of vegetation and trampling by sheep, goats, and cattle directly damage the landscape, for example, high herbivory of vegetation can expose the soil to high temperatures (Lai and Kumar, 2020), while trampling increases compaction and, decreasing soil moisture (Eldridge *et al.*, 2016), which implies a reduction in net primary productivity and litter decomposition (Milchunas *et al.* 1988). Together, these direct and indirect effects of grazing can have pronounced effects on soils, reducing their ability to maintain key ecological processes, such as organic matter decomposition and nutrient flows (Lunt *et al.* 2007), which are mediated by microorganisms such as fungi and bacteria, and edaphic animals such as nematodes (Wang *et al.*, 2019). However, the extent of the effects of grazing on these edaphic processes is still underestimated in recent research, with greater attention being paid to above-ground processes (Stroh *et al.*, 2022; Bardgett; Wardle; Yeates, 1998; Hoffmann, 2010).

Soil nematodes are described as an excellent model for evaluating the soil food web and the effects of possible ecological disturbances (Ferris *et al.*, 2001). As they are the most numerous metazoans on the planet (Hodda, 2022), have a high capacity to adapt to high-stress environments such as TDFs, and have high dietary plasticity, they are indicators of the structure and functioning of the soil food web and the general conditions of the ecosystem, contributing to the decomposition of organic matter, nutrient cycling and energy transfer (Neher, 2010). These organisms live in multi-species communities, where each species performs a specific role and reacts differently to environmental stimuli (Bongers; Bongers, 1998). For example, the conversion of native areas into agricultural areas decreases organic matter, affecting the bacterial community, and decreasing the abundance of r-strategist bacterivores (Treonis *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2017), while richness and abundance increase in fallow or less disturbed areas such as native forests (Liu *et al.*, 2023). Soil parameters also influence nematode fluctuations; lower pH and nutrient levels in high-intensity sites are correlated with degraded nematode communities (Arseneault *et al.*, 2024; Liu *et al.*, 2023). In arid environments such as the Caatinga, seasonality, precipitation and temperature have a strong effect on structure and composition and metabolic activity (Da Silva *et al.*, 2021).

The Caatinga tropical dry forest, located in northeastern Brazil, is considered to be the most biodiverse dry vegetation block in the world, which, despite being a fragile ecosystem, is home to around 28.6 million inhabitants (Albuquerque *et al.*, 2017). The majority of the population is low-income and suffers from economic vulnerability, which makes them extremely dependent on forest resources such as firewood, wood and land use for agriculture and raising ruminants (Silva *et al.*, 2017). The lack of sustainable management in the Caatinga is a chronic problem, which has caused a slow degradation of the biome over time (Ribeiro-Neto *et al.*, 2016; Tabarelli *et al.*, 2017). One of the predominant disturbances in the Caatinga is the grazing of exotic goats (*Capra hircus*), the most dominant herbivore in the region, with an average of 8.6 million individuals feeding on the native vegetation (Leal *et al.*, 2018). Studies report that grazing by goats negatively affects soil carbon stocks in the Caatinga (Schulz *et al.*, 2016) and reduces the survival of dominant native wood seedlings in the Caatinga (Lins *et al.*, 2022), contributing to negative feedback in nutrient cycling and ecosystem establishment. However, the effect on edaphic communities, which also participate in these processes, is relatively unknown, with no studies reporting on the possible effects of extensive goat grazing on them and what the implications are for soil health.

Given this, in this study, we aimed to evaluate the possible effects of goats on the nematode community, microbial activity, and soil attributes in a dry forest area of the

Caatinga through a 9-year goat exclusion experiment set up on independent farms that raise free-living goats. This approach represents the first study to link nematodes and goat grazing in fragile environments such as dry forests. Our hypotheses are that: Nematode abundance, diversity, trophic composition, and metabolic footprint will be negatively affected by goat grazing (1), as well as the physical and chemical properties (2) and microbial activity of the soil (3). We hope that our results will help in the planning of soil management in areas of extensive livestock farming in sociobiological systems such as the Caatinga.

Material and methods

Study area

The study was conducted in the Catimbau National Park (8°24'00" and 8°36'35" S; 37° 00'30" and 37°10'40" W), which covers approximately 62.300 ha and is located in the Caatinga domain of the state of Pernambuco, covering the municipalities of Buíque, Ibimirim and Tupanatinga. The climate is described as semi-arid BSh according to the Köppen classification (Peel *et al.*, 2007). Seasonality is marked by eight months of drought and a rainy period from March to June, with average annual rainfall ranging from 480 to 1100 mm, while the average temperature is 23°C (Rito, 2017). The predominant soil type in the park is deep sandy (quartzitic, 70% of the area), with few areas of planosols or lithosols (Menezes *et al.*, 2021). The landscape is characterized by a dry forest of small stature, with a predominance of woody plant species, predominantly the Fabaceae and Euphorbiaceae families (Rito; Tabarelli; Leal, 2017).

Catimbau became a national park in 2002, but the people who lived there at the time were not compensated and there are still (after 22 years) small farms inhabited by rural populations who receive little assistance from public services and who depend on natural resources, particularly forest resources, for their livelihoods. The main land use activities in the region include woody extraction, slash-and-burn agriculture, and extensive livestock grazing, especially goats (mostly) and cattle (Rito, 2017). Due to these activities, the Caatinga has become a complex mosaic of vegetation in different stages of succession through which goats feed on the native vegetation (Lins *et al.*, 2022; Menezes *et al.*, 2021). The landscape of the present study is exposed to a stock of 0.04 goats/ha (Jamelli *et al.*, 2021), with an average of 35 animals per family within the park (Specht *et al.*, 2019). Being generalists in terms of their foraging, they feed on a variety of woody and herbaceous plant species, including those considered to be of low palatability in the biome (Jamelli *et al.*, 2021; Menezes *et al.*, 2021).

Sampling design

The experiment was implemented in a network of 14 experimental blocks (20m x 20m each), set up in November 2014. In each block, there were two paired plots (400 m²), one of which was open to the activities of the goats (henceforth “grazed plots”) and the other was fenced off, preventing the entry of goats or larger animals (henceforth “ungrazed plots”). The plots were established contiguously, and each block was arranged in small independent farms at least 2 km apart. The blocks have the same relief conditions (flat land), soil, and vegetation (early successional vegetation). Detailed information on the exclusion experiment is available in Menezes *et al.* (2021), and Lins *et al.* (2022).

Collecting, extraction, and taxonomic identification of nematodes

The soil was collected at a depth of up to 30 cm, in the rhizosphere zone. One sample was taken per plot, each comprising 5 sub-samples. The nematodes were extracted from 300 cm³ of soil from each sample using a combination of flotation, sedimentation, sieving (Flegg; Hooper, 1970), and centrifugal sucrose flotation techniques (Jenkins, 1964). The nematodes from each sample were then fixed in formaldehyde (3%), and infiltrated with glycerin. To assess total abundance (N), the total number of individuals in each sample was counted. Subsequently, 100 individuals, randomly taken, from each sample were fixed on microscope slides for taxonomic identification at the genus level, trophic group (bacterivores, fungivores, plant parasites, and omnivores-predators), and colonizer-persistent scale 1-5 (Bongers; Bongers, 1998; Yeates *et al.*, 1993).

Physical and chemical attributes of the soil

Analyses of the soil's physical and chemical properties were conducted at the IPA (Pernambuco Institute of Agronomy) according to the EMBRAPA methodology (Teixeira, 2017), where the macro and micronutrient contents and pH present in the soil were analyzed. In the physical analysis, particle density was determined using the volumetric flask method; soil density was determined using the beaker method; total porosity was calculated using the ratio between soil density and particle density. The different texture classes were determined using the densimeter method (Teixeira, 2017).

Determination of carbon biomass and metabolic activity of nematodes

After identification, the length (L) and largest body diameter (a) of all the nematodes identified in each soil sample were determined using an ocular micrometer. Fresh biomass

was calculated using the formula: $W = (L^3 * a^2) / (1.6 * 10^6)$, where W is the fresh biomass (μg), and L and a is the body length (μm) and the largest body diameter (μm), respectively (Andrássy, 1956). Assuming that the dry biomass of a nematode represents 20% of the fresh biomass and the carbon (C) in the body represents 52% of the dry biomass, the total carbon biomass of a nematode was calculated as: $52\% \times 20\% \text{ Wt} / 100$ ($\mu\text{g ml}^{-1}$), where Wt is the fresh biomass (Ferris, 2010).

To evaluate the magnitude of the ecosystem functions provided by each functional guild of nematodes, the Nematode Metabolic Footprint was calculated using the following formula: $NMF = \Sigma(Nt(0.1 \frac{Wt}{mt} + 0.273(W^{0.75})))$, where Nt is the number of taxa in each trophic group of interest, Wt the fresh biomass and mt are the c-p values of genus t (Ferris, 2010; Ferris *et al.*, 2012). The weight of living C mineralized by each taxon is derived from the molecular weights of C and O₂, as 12/44 or 0.273 of the mass of CO₂ evolved (Ferris, 2010). The NMF was divided into: (i) enrichment metabolic footprint, representing the abundance and metabolic activity of nematodes from c-p 1-2; (ii) structure metabolic footprint, representing the abundance and metabolic activity of nematodes from higher trophic levels (c-p 3-5); and (iii) metabolic footprint of bacterivores (BF footprint), fungivorous (FF footprint) and plant parasites (PP footprint) nematodes, which are the indicators of C and energy entering the soil food web through their respective decomposition channels (Ferris, 2010; Ferris *et al.*, 2012).

Finally, to verify the condition of the food chain under goat grazing, the Enrichment Index (EI) and the Structure Index (SI) proposed by Ferris *et al.* (2001) were calculated. The EI provides information on the resource status of the ecosystem under investigation, characterized by resources originating from the mortality of other organisms of plant or animal origin caused by environmental disturbances. In contrast SI provides information on the condition of instability of the functional guilds about the disturbance (Ferris *et al.*, 2001). In addition, the maturity index (MI) and derivatives (MI 2-5 and PPI) were added (Bongers, 1990; Korthals; Goede; Kammenga, 1996). The MI is widely used as a measure of environmental disturbance for free-living nematodes (Bongers, 1990). A modification of MI proposed by Korthals; Goede; Kammenga (1996) omits the c-p 1 nematodes (e.g. Rhabditidae and Panagrolaimidae), which gave rise to MI2-5, which represents an inverse and linear relationship with pollution-induced stress (Bongers; Van Der Meulen; Korthals, 1997).

Because they respond directly to environmental disturbances, plant parasite nematodes were allocated a separate index (PPI; Bongers, 1990; Korthals; Goede; Kammenga, 1996).

Soil microbial activity

To assess the soil microbial activity under different treatments, the soil respirometry technique proposed by Grisi (1978), with modifications by Alef (1995) for closed systems, was used. This method quantifies the carbon dioxide released through the CO₂ emitted by the respiration of soil organisms. Approximately 50 g of soil from each sample was placed in a glass jar containing water and a potassium hydroxide (KOH; 0.5 N) solution, and distributed into small containers within the jar. The system was sealed with parafilm and kept in the dark for 15 days. After this period, the CO₂ captured by the KOH solution was quantified by titration with hydrochloric acid (HCl, 0.1 N), using phenolphthalein and methyl orange as indicators, both at a concentration of 1% (Morita; Assumpção, 2007).

Data analysis

To assess possible multicollinearities between the soil variables, we used the `cor()` function in R to generate a correlation matrix and the `vif` function in the “car” package to calculate the variance inflation factor (VIF) (R Core Team, 2021). The total abundance (individuals/300 ml of soil), carbon biomass (µg ml⁻¹), and total metabolic footprint of the nematodes and each functional group, as well as the rate of microbial activity, were calculated for the samples belonging to the 14 blocks in each period of the experiment. Diversity was also calculated using Hill numbers (Hill, 1973), order 0 (0D, species richness), 1 (1D, exponential Shannon entropy), and 2 (2D, inverse Simpson index) (Jost, 2006; Chao *et al.*, 2014). After testing the prerequisites of normality and homogeneity, we decided to use non-parametric tests, except when the variable analyzed did not meet these prerequisites. Therefore, to check for possible differences, we used the Mann-Whitney test for data on the abundance, carbon biomass, metabolic footprint, microbial activity, and soil variables, using R version 4.1.1 (R Core Team, 2021). To identify patterns in the structure of the taxonomic composition of the nematode community between the different experimental areas, a Non-Metric Multidimensional Scaling (nMDS) analysis was carried out based on the Bray-Curtis similarity matrix, followed by a PERMANOVA test to test for possible differences between the areas, carried out in R version 4.1.1 (R Core Team, 2021). To analyze the possible effects of the soil's physical and chemical variables on the nematode community, the DistLM model built using AICc as a selection criterion was applied, and the results were displayed in dbRDA (distance-based redundancy analysis) graphs. In addition, SIMPER

analysis (Primer v6) was used to determine the genera that contributed most to the dissimilarity between the nematode community in the different treatments. All these analyses were carried out using PRIMER v6 (Clark; Gorley, 2006).

Results

Effect of goat grazing on soil properties

No significant differences were observed between the two treatment areas for the soil's physical and chemical properties ($p>0.05$; Table 1), except the soil's clay content ($p<0.05$), which was higher in the grazing areas. The biological properties, analyzed here through soil microbial activity, were significant ($p=0.024$) in the grazing areas (Figure 1). Regardless of the presence of goats, in both study areas, the soil was sandy, acidic, dry, and low in organic matter, potassium, and phosphorus, meaning it was poor in nutrients.

Effect of goat grazing on the soil food web

A total of 44 and 45 genera were identified in the grazed and ungrazed areas respectively (Table 2). The total abundance of the nematode community was not significantly affected by the presence of goats ($p>0.05$; Figure 2). Regarding the relative abundance of the trophic groups, in the grazed areas plant parasites predominated (66.8%), followed by bacteriophages (18.9%), omnivore-predators (13.0%), and fungivores (1.18%). In the ungrazed areas, plant parasites were also higher, occupying 43.4% of the food web, followed by bacterivores (34.6%), omnivore-predators (19.3%) and fungivores (2.46%). Nematode diversity was not affected by the presence of goats according to the qD levels ($p>0.05$; Figure 3; Table 3). Regarding the taxonomic composition of the nematode community, non-metric multidimensional scaling (nMDS) showed that there was no significant difference between grazed and ungrazed areas (Permanova=0.31; Figure 4).

In the SIMPER analysis (Table 4), among the taxa found, the genus *Helicotylenchus* belonging to the Hoplolaimidae family was dominant in both study areas, being the largest in the grazed area and the one that contributed most to the dissimilarity in the taxonomic composition of the nematodes. After *Helicotylenchus*, the genera *Criconemoides*, *Xiphinema*, *Acrobeles*, *Crassolabium*, *Dorylaimoides*, *Hoplolaimus*, *Heterocephalobellus*, *Cephalobus*, and *Labronema* were the ones that contributed to the dissimilarity between the areas. *Criconemoides*, *Xiphinema*, *Hoplolaimus*, and *Heterocephalobellus* were predominant in the grazed area; *Acrobeles*, *Crassolabium*, *Dorylaimoides*, *Cephalobus* and *Labronema* were predominant in the ungrazed area.

Soil food web according to nematode-based indices

Through the relative abundance of the genera and the colonizer-persistent scale of the nematode community, the construction of the soil food web according to the Structure and Enrichment indices led to a separation of the areas (Figure 5). The ungrazed area was allocated to quadrant “B” and was described as having low to moderate disturbance, enriched with nitrogen, a balanced decomposition channel, a low C:N ratio and a maturing food web condition. The opposite was observed in the grazed area. The food web was allocated to quadrant “C”. Described as undisturbed, moderate enrichment, food web channel dominated by fungi, moderate to high C:N ratio and food web condition described as structured.

The Maturity Index (MI) and variation, the Maturity Index 2-5 (MI 2-5) measure the level of environmental disturbance resulting from a perturbation. In our study, both indices did not differ significantly between the areas, but the average MI was higher in the ungrazed areas (Table 5). The Plant Parasite Index (PPI), which reflects the composition of the nematode assembly in this trophic group, differed significantly between the areas ($p=0.001$), being higher in the grazed area (Table 5).

Effect of grazing on C biomass and metabolic footprint of nematodes

The total C biomass and that of the bacterivores, fungivores, and omnivore-predators groups were not affected by the presence of the goats, while the C biomass of the plant parasites was affected by the goats ($P=0.002$) and was higher in the grazed areas (Table 6; Figure 6).

Concerning the metabolic footprints measured, the footprint of composition (COMPfootprint), structure (Sfootprint), and enrichment (Efootprint) were not affected by grazing ($p>0.05$; Table 6). Among the trophic group footprints, BAfootprint and FFfootprint also showed no significant difference ($p>0.05$), while the plant parasite footprint (PPfootprint) was affected by goats and was higher in grazed areas ($p<0.05$; Figure 7).

Correlation between soil variables and nematode taxonomic structure

The distance-based redundancy analysis (dbRDA) of the nematode community taxonomic structure dataset together with the soil variables showed that no soil property clearly explained the variability between the sites, with only a small variation in the differences in the taxonomic structure of the nematode communities explained by the

environmental variables (Figure 8). Analysis of the distance-based linear model (DistLM) showed that soil properties were responsible for only 31.51% of the total variation in the nematode community in the grazed and ungrazed treatments. The first two axes accounted for 18.4% of the total variation in the taxonomic composition of the nematode community.

Discussion

Influence of grazing in native Caatinga vegetation on soil properties

Contrary to our second hypothesis, the results showed that the soil's physical and chemical properties were not affected by goat grazing. The soil had a sandy, nutrient-poor profile, which is consistent with the dry forest type of the Caatinga, where, in general, properties are linked to abiotic factors such as seasonality, climate, and temperature (Barros *et al.*, 2021; Kulka *et al.*, 2024).

In overgrazed areas, the parameter that tends to change the most is bulk density. This property is described as the most affected (Byrnes *et al.*, 2018) because it causes compaction, the susceptibility of which is greater in sandy loam soils (Frolla *et al.* 2018; Huang; Hartemink, 2020). In our study, we observed that bulk density was not modified by goat grazing, where possibly the low density of these animals influenced their grazing, causing no physical damage to the soil. This is supported by Jamelli; Bernard; Melo (2021) who found that the density of goat herds (0.04 goats/ha) in the Catimbau National Park is still low when compared to other semi-arid regions, such as the Canary Islands, which have up to eight times as many goats (Arevalo *et al.*, 2011), and are responsible for changes in the natural landscape (Gangoso *et al.*, 2006). Contrary to several studies (e.g. Oliveira *et al.*, 2021; Chen *et al.*, 2012; Lu *et al.*, 2015; Wen *et al.*, 2013), in our research, the clay content increased with goat grazing, this soil component is a predictor of organic matter stabilization (Parton *et al.*, 1989; Müller; Höper, 2004) in management systems. Animal excrement may be changing the granulometry of the soil in the grazed areas of the Catimbau National Park.

The chemical parameters such as pH, P, Mg, Ca, K, and, in particular, soil organic matter were not altered by the goats' grazing. This can also be explained by the low intensity of grazing and the time the goats were excluded from the ungrazed areas. In another dry forest in the Caatinga, Oliveira-Filho *et al.* (2019) found that after 17 years, the exclusion of ruminants (goats, cattle, and sheep) from native vegetation areas led to a change in macronutrient levels, increasing fertility and soil carbon levels, ten years longer than the exclusion areas in these studies. LI, W. *et al.* (2018) found that only 6 years of exclusion from

grazing was enough to change the chemical and physical parameters of the soil. Thus, the effect of grazing on soil properties depends on the intensity of degradation of the environment (Hu Y-F, *et al.*, 2017; Panayiotou *et al.*, 2017), the time that these areas are exposed to herbivory by these ruminants (Luan *et al.*, 2014) and the soil and climatic conditions of each region (Liu *et al.*, 2017), which were not affected in our study.

Effect of goat grazing on nematode community structures

Regarding the structuring of the nematode community, in the experiment conducted after 9 years of goat exclusion, the grazing of these herbivores had no significant impact on abundance, taxonomic composition, and community structure. Although the trophic groups were not significantly impacted by grazing, they showed different fluctuations between treatments.

The change in nematode community structure under herbivore grazing has shown varying results in different scenarios (Liu *et al.*, 2021; Liu *et al.*, 2023). Most studies support the idea that the exclusion of large and medium-sized herbivores from areas of native vegetation promotes greater diversity and abundance, while grazing has caused negative effects on the nematode fauna (Pan *et al.*, 2021; Zolda, 2006; Qi *et al.*, 2010, Schon *et al.*, 2010; Liu *et al.*, 2021). Other studies, however, point to strong positive effects on the soil nematode community (Wang *et al.*, 2006; Wall-Freckman; Huang., 1998; Mcsorley; Frederick, 2000; Gao *et al.*, 2022). However, studies vary about grazing time, intensity, and the type of herbivore introduced into the system. Considering again the findings described by Jamelli; Bernard; Melo (2021), we can assume that due to the low density of goats in the Catimbau National Park, the effects of grazing on the nematode community are weak, not affecting the structure, abundance and diversity of nematodes. This contrasts with studies that report that grazing modifies the nematode community mediated by changes in vegetation caused by herbivory (Andriuzzi; Wall, 2017; Bardgett; Wardle, 2003; Wang *et al.*, 2018). Regarding the proportion of trophic groups, under grazing treatment conditions, plant parasites increased in grazed areas compared to ungrazed areas, similar behavior of this group was evidenced by Gao *et al* (2022), wherein a scenario of light grazing (0.91 ha⁻¹ animals per hectare) in the steppe areas of Mongolia, whose semi-arid climate is similar to our study areas of the Caatinga, plant parasites increased by 150% about areas not grazed by sheep. As this group is extremely dependent on the root system, the influence of healthy roots in the plant community directly influences these nematodes, as well as root exudates and litter deposition (Chen *et al.*, 2013; Wardle *et al.*, 2004). On the other hand, even without a significant

difference, the percentage of bacterivorous nematodes decreased in our study with the presence of goats, which is in line with the findings of Sun *et al.* (2024), where overall it is the most vulnerable group to soil grazing. Occupying a key position in the food web, bacterivores nematodes are actively involved in the decomposition of organic matter and nutrient cycling (van den Hoogen *et al.*, 2019), and are closely linked to the soil microbiota, their main food source, which in turn responds negatively to grazing by affecting this group (Ma *et al.*, 2024). As for omnivorous-predators, like the findings of Hu, J. *et al.* (2015), they were not significantly affected by grazing, but their proportion was reduced, suggesting that this group may be sensitive to this disturbance (Bongers, 1990), in our studies we follow the same line that higher trophic groups tend to be affected indirectly by goats, that is, through other groups that are part of the nematodes' diet, such as mites, springtails or altered insect communities in the soil (Yeates *et al.*, 1993; Veen *et al.*, 1993; Veen *et al.*, 2010). Fungivorous nematodes, on the other hand, were the group with the smallest difference in proportion, being a group dependent on high levels of humidity (Zhao, C. *et al.*, 2024; Tong; Xiao; Wang, Q., 2010) and complex organic resources (Ruess; Ferris, 2004), limiting factors in the dry forest of the Caatinga, a low variation of this group in different types of land use in the Catimbau National Park was observed by Silva, *et al.* (2021).

Regarding taxonomic composition, through SIMPER analysis we found that the dissimilarity of the nematode community between grazed and ungrazed areas was shaped by plant parasites and bacterivores. *Helicotylenchus*, *Criconemoides*, and *Xiphinema* were responsible for the highest abundance in the grazed areas. These nematodes, especially *Helicotylenchus*, are considered generalists and have a positive relationship with vegetation diversity, which increases the availability of resources for these individuals (Hu, J *et al.* 2015). *Acrobeles*, *Heterocephalobellus*, and *Cephalobus* belong to the Cephalobidae family, described as an opportunistic genus, resistant to disturbances and tolerant of high temperatures, with *Acrobeles* reported by Silva, *et al.* (2020) as the most abundant genus in the Caatinga dry forest, favored by the semi-arid climate, in its dispersal and reproduction capacity.

The impact of grazing on the functioning of the nematode community (Biomass, NMF and nematode based indices)

To assess the functioning of trophic levels and the status of the soil food chain through nematodes, C biomass, metabolic footprint and nematode-based indices proved to be very necessary. Only the plant parasites responded positively to grazing in terms of C biomass,

metabolic footprint, and PPI, which were higher in areas where goats were present. While BF footprint, FF footprint, S footprint, E footprint, as well as the other IM and IM 2-5 indices, were not modified by goat grazing

Quantifying the biomass of C shows the allocation of resources in the system and the flow of energy in the soil through herbivory or decomposition channels mediated by fungi and bacteria, while the magnitude of ecosystem functions and carbon input through nematode channels is given by the metabolic footprint (Ferris, 2010). In our study, both metrics show that plant-parasitic nematodes are the main channel responsible for carbon input and energy flow in grazed areas of the Caatinga dry forest. The high rates of biomass and metabolic footprint can be explained by the plant's response to above-ground herbivory. As a defense response, the plant allocates more resources to the roots, promoting the release of root exudates (Ayres *et al.*, 2007; Bell *et al.*, 2019; Holland; Cheng; Crossley, 1996), a primordial resource in the plant-host interaction. It is through the exudates that the nematodes are stimulated to hatch from the egg and attracted to the plant tissue to form feeding sites (Gautier *et al.*, 2021; Nag *et al.*, 2022; Perry, 2023). The other indices that did not differ significantly, such as the enrichment and structure footprint, as well as the footprint of bacteriophages and fungivores, can be explained by the restriction of food resources that become scarcer in disturbed environments such as the semi-arid.

Based on the life history characteristics of the taxa, nematode-based indices express possible disturbances derived from the complexity of the soil food web (Bongers, 1990). The PPI is derived from the maturity index, but restricted to nematodes that feed strictly on plant material. It is closely linked to underground primary productivity, reflecting the balance of plant-parasitic nematodes in the soil and indicating the availability of nutrients (Ugarte *et al.*, 2013). The fact that there was an increase in response to the presence and grazing of goats proves that grazing increases the primary productivity of underground ecosystems. These findings also corroborate those of Gao *et al* (2022), where light grazing promoted an increase in PPI.

To verify the complexity of the food web, the enrichment (EI) and structure (SI) indices showed that grazed areas have a different complexity to ungrazed areas. The presence of goats resulted in a structured food web, without disturbance and via fungal decomposition. The opposite was observed in the ungrazed areas, which were described as having a maturing food web, low to moderate disturbance and a balanced decomposition pathway. This can be

explained by the fact that the ungrazed areas have a higher abundance of nematodes of guilds c-p 1 such as *Cruzinema*, *Panagrellus*, *Rhabditoides* members of the Rhabditidae family, and Panagrolaimidae, enrichment opportunists present in environments considered to be disturbed, which is reflected in the higher EI (Ferris; Bongers, Goede, 2001). A similar result was found by Gao *et al* (2022), where different grazing intensities made the food web more complex and structured. Therefore, we assume that the goats are promoting a small reversal of the nematode food web, stimulating greater structuring of these areas.

Response of microbial activity (soil respiration) to goat grazing

To measure the activity of microorganisms, we used soil microbial respiration or basal respiration, which infers the rate of activity of these organisms (Vallotton; Blagodatsky; Unc, 2023) present in the grazing areas. Like the other parameters analyzed here, microbial activity also depends on factors such as time, intensity, and type of animal in the grazing areas (Yao *et al.*, 2023). Corroborating our third hypothesis, microbial activity was higher in areas grazed by goats, which is in line with the findings of Wei *et al.*, 2023, where light grazing increases the activity and diversity of soil microorganisms. This result may be linked to the addition of labile inputs through urine and feces that are added during trampling, stimulating an increase in the root/area ratio which may result in greater exudation of labile C in the rhizosphere, leading to the enhancement of ideal resources for the growth of microorganisms (Bardgett *et al.*, 1998; Bardgett and Wardle, 2003; Sakaran and Augustine, 2004).

One of the surprising findings of our research is the interaction between plant parasites nematodes, root exudates, and microbial activity caused by goat grazing. Denton *et al.* 1998, Yeates *et al.* (1999), and Tu; Koenning; Hu, (2003) reported that the high abundance of plant-parasitic nematodes stimulates the release of exudates in a process known as the *priming* effect, where root herbivory caused by plant-parasitic nematodes stimulates microorganisms that degrade soil organic matter to obtain additional nitrogen necessary for their survival in conditions of abundant carbon, as observed by Gebremikael *et al.* (2016) increasing plant uptake, in a similar way to the microbial loop mechanism, as described by Bonkowski *et al.*, (2000) and (Clarholm, 1994). Considering the importance of the network of soil microorganisms and nematodes in soil nutrient cycling, organic matter decomposition, and carbon sequestration (Huhe *et al.*, 2017; Millard & Singh, 2009), it is possible that goat grazing in Caatinga areas is providing a reversal of possible deleterious effects such as leaf herbivory, promoting an improvement in soil resources and influencing increased plant nutrient uptake.

Interaction between soil properties and nematode community under goat grazing

Even though the vast literature cites that soil physical and chemical properties can directly and indirectly influence the structure of the nematode community, in our study soil variables did not influence the composition of the nematode community. DistLM indicated that only 38.51% of the variations in the nematode community were influenced by soil properties between treatments, a low value when compared to the 65.2% of variation linked to different land uses, such as agricultural areas and secondary forests of the Caatinga, reported by Silva, *et al.* (2020). It is possible that factors previously mentioned such as grazing time and intensity have little effect on the interaction between soil properties and the nematode community. Furthermore, the increased availability of resources not measured in this study, such as organic carbon and nitrogen, can mitigate the negative effects of grazing, allowing nematode communities to thrive (Sun *et al.*, 2024; Andriuzzi; Wall, 2018).

Conclusion

In this study, land use and native vegetation by goats had no direct effect after 9 years of exclusion on nematode abundance, composition, and diversity. Grazing time and intensity were also not sufficient to modify soil physical and chemical attributes. However, our study showed that goat herbivory may be increasing the release of root exudates, contributing to the increase in the root/shoot ratio and triggering other effects and interactions of plant-parasitic nematodes and soil microbial activity. In this study, we observed that this group proved to be an excellent bioindicator of soil food webs in grazed areas in the dry forest of Caatinga, evidencing its importance for future studies. Other aspects should be explored in the future, such as physiological studies on the plant's reaction to goat herbivory, what the defense mechanisms are and how they influence the establishment of communities of organisms below ground.

References

- ALVES *et al.* Diversity of filamentous fungi communities in the soils of agroecological crop polycultures and the Atlantic Rain Forest. **Archives of agronomy and soil science/Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde**, v. 69, n. 3, p. 374–386, 7 nov. 2021.
- ALEF, K. Estimation of microbial activities . In: **Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry**. [s.l.] Academic Press, 1995.
- ANDRÁSSY, I. Rauminhalts- und Gewichtsbestimmung der Fadenwürmer (Nematoden). **Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae**, v. 2, p. 1–5, 1956.
- ANDRIUZZI, W. S.; WALL, D. H. Grazing and resource availability control soil nematode body size and abundance-mass relationship in semi-arid grassland. **Journal of Animal Ecology**, v. 87, n. 5, p. 1407–1417, 29 jun. 2018.
- AREVALO, J. R. *et al.* Effects of abandoning long-term goat grazing on species composition and species richness of pastures at La Gomera, Canary Islands. **Spanish Journal of Agricultural Research**, v. 9, n. 1, p. 113, 1 mar. 2011.
- AYRES, E. *et al.* The influence of below-ground herbivory and defoliation of a legume on nitrogen transfer to neighbouring plants. **Functional Ecology**, v. 21, n. 2, p. 256–263, abr. 2007.
- ARSENEAULT, H. *et al.* Soil nematode communities differ across long-term land-use intensities in relation to soil physical, chemical, and biological parameters. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 104, n. 4, 8 nov. 2024.
- BARDGETT, R. D.; WARDLE, D. A. HERBIVORE-MEDIATED LINKAGES BETWEEN ABOVEGROUND AND BELOWGROUND COMMUNITIES. **Ecology**, v. 84, n. 9, p. 2258–2268, set. 2003.
- BARDGETT, R. D.; WARDLE, D. A.; YEATES, G. W. Linking above-ground and below-ground interactions: how plant responses to foliar herbivory influence soil organisms. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, n. 14, p. 1867–1878, dez. 1998.
- BARROS, M. F. *et al.* Resprouting drives successional pathways and the resilience of Caatinga dry forest in human-modified landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 482, n. 118881, p. 118881, 15 fev. 2021.
- BELL, C. A. *et al.* Plant-parasitic nematodes respond to root exudate signals with host-specific gene expression patterns. **PLOS Pathogens**, v. 15, n. 2, p. e1007503, 1 fev. 2019.
- BLACKIE, R. *et al.* **Tropical dry forests: The state of global knowledge and recommendations for future research.** Disponível em: <<https://www.cifor-icraf.org/knowledge/publication/4408/>>.
- BONGERS, T. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. **Oecologia**, v. 83, n. 1, p. 14–19, maio 1990.

- BONGERS, T.; BONGERS, M. Functional diversity of nematodes. **Applied Soil Ecology**, v. 10, n. 3, p. 239–251, nov. 1998.
- BONGERS, T.; VAN DER MEULEN, H.; KORTHALS, G. Inverse relationship between the nematode maturity index and plant parasite index under enriched nutrient conditions. **Applied Soil Ecology**, v. 6, n. 2, p. 195–199, set. 1997.
- BONKOWSKI, M. *et al.* Microbial-faunal interactions in the rhizosphere and effects on plant growth. **European Journal of Soil Biology**, v. 36, n. 3-4, p. 135–147, jul. 2000.
- BYRNES, R. C. *et al.* A Global Meta-Analysis of Grazing Impacts on Soil Health Indicators. **Journal of Environmental Quality**, v. 47, n. 4, p. 758–765, jul. 2018.
- CHAO, A. *et al.* Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 1, p. 45–67, fev. 2014.
- CHEN, D. *et al.* Vertebrate herbivore-induced changes in plants and soils: linkages to ecosystem functioning in a semi-arid steppe. **Functional Ecology**, v. 27, n. 1, p. 273–281, 3 dez. 2012a.
- CHEN, Y. *et al.* Effects of Grazing Exclusion on Soil Properties and on Ecosystem Carbon and Nitrogen Storage in a Sandy Rangeland of Inner Mongolia, Northern China. **Environmental Management**, v. 50, n. 4, p. 622–632, 25 jul. 2012b.
- CLARHOLM, M. The microbial loop in soil. In: **Beyond the Biomass (compositional and functional analysis of soil microbial communities)**. London: Wiley Space, 1994. p. 221–230.
- CLARKE, R.; GORLEY, R. **PRIMER v6: User manual/Tutorial**. Plymouth: PRIMER-E Ltd, 2006. v. 93p. 190
- CURTIS, P. G. *et al.* Classifying drivers of global forest loss. **Science**, v. 361, n. 6407, p. 1108–1111, 13 set. 2018.
- DA SILVA, J. V. C. DE L. *et al.* Land use, soil properties and climate variables influence the nematode communities in the Caatinga dry forest. **Applied Soil Ecology**, v. 150, n. 103474, p. 103474, 1 jun. 2020.
- DA SILVA, J. V. C. DE L. *et al.* Effect of land use and seasonality on nematode faunal structure and ecosystem functions in the Caatinga dry forest. **European Journal of Soil Biology**, v. 103, n. 103296, p. 103296, 1 mar. 2021.
- DE ALBUQUERQUE, U. P. *et al.* Caatinga Revisited: Ecology and Conservation of an Important Seasonal Dry Forest. **The Scientific World Journal**, v. 2012, p. 1–18, 2012.
- DENTON, C. S. *et al.* Low amounts of root herbivory positively influence the rhizosphere microbial community in a temperate grassland soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, n. 1, p. 155–165, jan. 1998.
- DÍAZ, S. *et al.* Plant trait responses to grazing - a global synthesis. **Global Change Biology**, v. 13, n. 2, p. 313–341, fev. 2007.

ELDRIDGE, D. J. *et al.* Ecosystem structure, function, and composition in rangelands are negatively affected by livestock grazing. **Ecological Applications**, v. 26, n. 4, p. 1273–1283, jun. 2016.

F. FROLLA *et al.* Soil physical properties under different cattle stocking rates on Mollisols in the Buenos Aires Province, Argentina. **Geoderma Regional**, v. 14, n. 00177, p. e00177–e00177, 22 maio 2018.

FERRIS, H. Form and function: Metabolic footprints of nematodes in the soil food web. **European Journal of Soil Biology**, v. 46, n. 2, p. 97–104, mar. 2010.

FERRIS, H.; BONGERS, T.; GOEDE, R. G. M. A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. **Applied Soil Ecology**, v. 18, n. 1, p. 13–29, set. 2001.

FERRIS, H.; SÁNCHEZ-MORENO, S.; BRENNAN, E. B. Structure, functions and interguild relationships of the soil nematode assemblage in organic vegetable production. **Applied Soil Ecology**, v. 61, p. 16–25, out. 2012.

FLEGG, J. J. M.; HOOPER, D. J. Extraction of free-living stages from soil. In: **Laboratory methods for work with plant and soil nematodes**. London: Her Majesty's Stationery Office, 1970. p. 5–22.

GANGOSO, L. *et al.* Contradiction in Conservation of Island Ecosystems: Plants, Introduced Herbivores and Avian Scavengers in the Canary Islands. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, n. 7, p. 2231–2248, jun. 2006.

GAO, Z. *et al.* Exploring the optimal grazing intensity in desert steppe based on soil nematode community and function. **Land degradation & development**, v. 33, n. 14, p. 2512–2527, 27 maio 2022.

GAUTIER, C. *et al.* Impact of the genetic diversity of three cyst nematodes on the effectiveness of root exudates to induce hatching. **European Journal of Plant Pathology**, v. 161, n. 3, p. 553–563, 26 ago. 2021.

GEBREMIKAEL, M. T. *et al.* Nematodes enhance plant growth and nutrient uptake under C and N-rich conditions. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, 8 set. 2016.

HILL, M. O. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. **Ecology**, v. 54, n. 2, p. 427–432, mar. 1973.

HODDA, M. Phylum Nematoda: a classification, catalogue and index of valid genera, with a census of valid species. **Zootaxa**, v. 5114, n. 1, p. 1–289, 10 mar. 2022.

HOFFMANN, B. D. Using ants for rangeland monitoring: Global patterns in the responses of ant communities to grazing. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 2, p. 105–111, mar. 2010.

HOLLAND, J. N.; CHENG, W.; CROSSLEY, D. A. Herbivore-induced changes in plant carbon allocation: assessment of below-ground C fluxes using carbon-14. **Oecologia**, v. 107, n. 1, p. 87–94, mar. 1996.

- HU, J. *et al.* Nematode communities response to long-term grazing disturbance on Tibetan plateau. **European Journal of Soil Biology**, v. 69, p. 24–32, 1 jul. 2015.
- HU, Y.-F. *et al.* Changes in soil organic carbon and its active fractions in different desertification stages of alpine-cold grassland in the eastern Qinghai–Tibet Plateau. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 9, maio 2017.
- HUANG, J.; HARTEMINK, A. E. Soil and environmental issues in sandy soils. **Earth-Science Reviews**, v. 208, n. 103295, p. 103295, 1 set. 2020.
- HUHE *et al.* Bacterial and Fungal Community Structures in Loess Plateau Grasslands with Different Grazing Intensities. **Frontiers in Microbiology**, v. 8, 7 abr. 2017.
- JAMELLI, D.; BERNARD, E.; MELO, F. P. L. Habitat use and feeding behavior of domestic free-ranging goats in a seasonal tropical dry forest. **Journal of Arid Environments**, v. 190, n. 104532, jul. 2021.
- JENKINS, W. R. A rapid centrifugal-flotation technique for separating nematodes from soil. **Plant Disease Reporter**, v. 48, n. 9 (692), 1964.
- JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, v. 113, n. 2, p. 363–375, maio 2006.
- KORTHALS, G. W.; GOEDE, R. G. M. DE; KAMMENG, J. E. The maturity index as an instrument for risk assessment of soil pollution. **Kluwer Academic Publishers**, p. 85–93, 1996.
- KULKA, D. D. *et al.* Increased aridity and chronic anthropogenic disturbance reduce litter productivity in a Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 553, n. 121640, p. 121640–121640, 1 fev. 2024.
- LAI, L.; KUMAR, S. A global meta-analysis of livestock grazing impacts on soil properties. **PLOS ONE**, v. 15, n. 8, p. e0236638, 7 ago. 2020.
- LEAL, I. R. *et al.* Interações planta-animal na Caatinga: visão geral e perspectivas futuras. **Ciência e Cultura**, v. 70, n. 4, p. 35–40, 1 out. 2018.
- LI, W. *et al.* Six years of grazing exclusion is the optimum duration in the alpine meadow-steppe of the north-eastern Qinghai-Tibetan Plateau. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, 22 nov. 2018.
- LINS, L. *et al.* Exotic goats do not affect the seed bank but reduce seedling survival in a human-modified landscape of Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 522, n. 120491, p. 120491, 15 out. 2022.
- LIU, J. *et al.* Effects of grazing exclusion in Xilin Gol grassland differ between regions. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 271–281, fev. 2017.
- LIU, X. *et al.* Effect of land use on soil nematode community composition and co-occurrence network relationship. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 23, n. 8, p. 2807–2819, 23 nov. 2023.

- LIU, L. *et al.* Nematode communities indicate anthropogenic alterations to soil dynamics across diverse grasslands. **Ecological Indicators**, v. 132, n. 108338, p. 108338, dez. 2021.
- LU, X. *et al.* Short-term grazing exclusion has no impact on soil properties and nutrients of degraded alpine grassland in Tibet, China. **Solid Earth**, v. 6, 26 ago. 2015.
- LUAN, J. *et al.* Different grazing removal exclosures effects on soil C stocks among alpine ecosystems in east Qinghai–Tibet Plateau. **Ecological Engineering**, v. 64, p. 262–268, mar. 2014.
- LUNT, I. D. *et al.* A framework to predict the effects of livestock grazing and grazing exclusion on conservation values in natural ecosystems in Australia. **Australian Journal of Botany**, v. 55, n. 4, p. 401, 2007.
- MA, Q. *et al.* Livestock grazing modifies soil nematode body size structure in mosaic grassland habitats. **Journal of Environmental Management**, v. 351, n. 119600, p. 119600–119600, 1 fev. 2024.
- MCSORLEY, R.; FREDERICK, J. J. Short-term Effects of Cattle Grazing on Nematode Communities in Florida Pastures. **Nematopica**, v. 30, n. 2, p. 211–222, 2000.
- MILCHUNAS, D. G.; SALA, O. E.; LAUENROTH, W. K. A Generalized Model of the Effects of Grazing by Large Herbivores on Grassland Community Structure. **The American Naturalist**, v. 132, n. 1, p. 87–106, jul. 1988.
- MILLARD, P.; SINGH, B. K. Does grassland vegetation drive soil microbial diversity? **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 88, n. 2, p. 147–158, 2 set. 2009.
- MORITA, T.; ASSUMPÇÃO, R. M. V. **Manual de soluções, reagentes e solventes : padronização, preparação, purificação, indicadores de segurança e descarte de produtos químicos**. 2. ed. São Paulo, Brasil: Editora Blucher, 2009. v. 1
- MÜLLER, T.; HÖPER, H. Soil organic matter turnover as a function of the soil clay content: consequences for model applications. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, n. 6, p. 877–888, jun. 2004.
- NAG, S. *et al.* Phytohormone-Mediated Feeding Site Development. In: **Root-Galling Disease of Vegetable Plants**. Singapore: Springer Singapore, 2023. v. 1p. 117–133.
- NAIR, M. R. R. *et al.* Goat as the ideal climate-resilient animal model in tropical environment: revisiting advantages over other livestock species. **International Journal of Biometeorology**, v. 65, n. 12, p. 2229–2240, 1 dez. 2021.
- NEHER, D. A. Ecology of Plant and Free-Living Nematodes in Natural and Agricultural Soil. **Annual Review of Phytopathology**, v. 48, n. 1, p. 371–394, jul. 2010.
- NORI, M. Mobile livelihoods, patchy resources & shifting rights: Approaching pastoral territories. **Rome: International Land Coalition.**, 2007.
- OLIVEIRA FILHO, J. DE S. *et al.* Assessing the effects of 17 years of grazing exclusion in degraded semi-arid soils: Evaluation of soil fertility, nutrients pools and stoichiometry. **Journal of Arid Environments**, v. 166, p. 1–10, 1 jul. 2019.

OLIVEIRA, A. DE F. N. *et al.* Long-term effects of grazing on the biological, chemical, and physical soil properties of the Caatinga biome. **Microbiological Research**, v. 253, n. 126893, p. 126893, 1 dez. 2021.

PAN, F. *et al.* Effects of grazing intensity on soil nematode community structure and function in different soil layers in a meadow steppe. **Plant and Soil**, v. 471, n. 1-2, p. 33–46, 18 ago. 2021.

PANAYIOTOU, E.; DIMOU, M.; MONOKROUSOS, N. The effects of grazing intensity on soil processes in a Mediterranean protected area. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 9, 8 ago. 2017.

PARTON, W. J. *et al.* Simulating regional patterns of soil C, N, and P dynamics in the U.S. central grasslands region. **Ecology of Arable Land — Perspectives and Challenges**, v. 39, p. 99–108, 1 jan. 1989.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, n. 5, p. 1633–1644, 11 out. 2007.

PERRY, R. N. Detection of the Effects of Root Exudates (Diffusates) on Nematode Hatching and Attraction. In: **Methods in Molecular Biology**. New York, NY: Springer US, 2024. v. 2756p. 271–289.

PETZ, K. *et al.* Mapping and modelling trade-offs and synergies between grazing intensity and ecosystem services in rangelands using global-scale datasets and models. **Global Environmental Change**, v. 29, p. 223–234, nov. 2014.

PODWOJEWSKI, P. *et al.* Overgrazing effects on vegetation cover and properties of volcanic ash soil in the páramo of Llangahua and La Esperanza (Tungurahua, Ecuador). **Soil Use and Management**, v. 18, n. 1, p. 45–55, 19 jan. 2006.

QI, S. *et al.* Effects of livestock grazing intensity on soil biota in a semiarid steppe of Inner Mongolia. **Plant and Soil**, v. 340, n. 1-2, p. 117–126, 11 jun. 2010.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Disponível em: <<https://www.r-project.org>>.

RIBEIRO-NETO, J. D. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 5, p. 943–956, 9 abr. 2016.

RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 3, p. 828–838, 5 jan. 2017.

RITO, K. F.; TABARELLI, M.; LEAL, I. R. Euphorbiaceae responses to chronic anthropogenic disturbances in Caatinga vegetation: from species proliferation to biotic homogenization. **Plant Ecology**, v. 218, n. 6, p. 749–759, 4 abr. 2017.

RUESS, L.; FERRIS, H. Decomposition pathways and successional changes. **Nematology Monographs and Perspectives**, v. 2, p. 547–566, 2004.

SANKARAN, M.; AUGUSTINE, D. J. LARGE HERBIVORES SUPPRESS DECOMPOSER ABUNDANCE IN A SEMIARID GRAZING ECOSYSTEM. **Ecology**, v. 85, n. 4, p. 1052–1061, abr. 2004.

SCHON, N. L. *et al.* Separating the effects of defoliation and dairy cow treading pressure on the abundance and diversity of soil invertebrates in pastures. **Applied Soil Ecology**, v. 46, n. 2, p. 209–221, out. 2010.

SCHULZ, K. *et al.* Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 367, p. 62–70, 1 maio 2016.

SILVA, J. M. C. DA ; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. **Caatinga : The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. 1. ed. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 482

SIYUM, Z. G. Tropical dry forest dynamics in the context of climate change: syntheses of drivers, gaps, and management perspectives. **Ecological Processes**, v. 9, n. 1, 28 jan. 2023.

SPECHT, M. J. *et al.* Socioeconomic differences among resident, users and neighbour populations of a protected area in the Brazilian dry forest. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 607–614, 15 fev. 2019.

STROH, P. A. *et al.* effects of extensive grazing on the vegetation of a landscape-scale restoration site. **European Journal of Ecology**, v. 7, n. 2, 5 jan. 2022.

SUN, F. *et al.* Livestock grazing-exclusion under global warming scenario decreases phosphorus mineralization by changing soil food web structure in a Tibetan alpine meadow. **Science of The Total Environment**, v. 873, p. 162313, 15 maio 2023.

SUN, Z. *et al.* Grazing alters the soil nematode communities in grasslands: A meta-analysis. **Journal of Environmental Management**, v. 356, n. 120668, p. 120668–120668, 15 mar. 2024.

TABARELLI, M. *et al.* The Future of the Caatinga. In: **Caatinga The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Brasil: Springer cham, 2017.

TEIXEIRA , P. *et al.* **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Brasília: Embrapa, 2017. p. 574

TONG, F.; XIAO, Y.; WANG, Q. Soil nematode community structure on the northern slope of Changbai Mountain, Northeast China. **Journal of Forestry Research**, v. 21, n. 1, p. 93–98, 1 mar. 2010.

TREONIS, A. M. *et al.* Soil organic matter determines the distribution and abundance of nematodes on alluvial fans in Death Valley, California. **Ecosphere**, v. 10, n. 4, p. e02659, abr. 2019.

TU, C.; KOENNING, S. R.; HU, S. Root-Parasitic Nematodes Enhance Soil Microbial Activities and Nitrogen Mineralization. **Microbial Ecology**, v. 46, n. 1, p. 134–144, 1 jul. 2003.

UGARTE, C. M.; ZABORSKI, E. R.; WANDER, M. M. Nematode indicators as integrative measures of soil condition in organic cropping systems. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 64, p. 103–113, set. 2013.

VALLOTTON, J. D.; BLAGODATSKY, S.; UNC, A. Soil respiration. In: **Encyclopedia of Soils in the Environment**. [s.l.] Elsevier eBooks, 2023. v. 1p. 369–378.

VAN DEN HOOGEN, J. *et al.* Soil nematode abundance and functional group composition at a global scale. **Nature**, v. 572, n. 7768, p. 194–198, 24 jul. 2019.

VAN KLINK, R. *et al.* Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. **Biological Reviews**, v. 90, n. 2, p. 347–366, 16 maio 2014.

VEEN, G. F. (CISKA) *et al.* Vertebrate herbivores influence soil nematodes by modifying plant communities. **Ecology**, v. 91, n. 3, p. 828–835, mar. 2010.

WALL-FRECKMAN, D.; HUANG, S. P. Response of the soil nematode community in a shortgrass steppe to long-term and short-term grazing. **Applied Soil Ecology**, v. 9, n. 1-3, p. 39–44, set. 1998.

WANG, B. *et al.* Grazing simplifies soil micro-food webs and decouples their relationships with ecosystem functions in grasslands. **Global Change Biology**, v. 26, n. 2, p. 960–970, out. 2019.

WANG, K.-H. . *et al.* Cattle grazing increases microbial biomass and alters soil nematode communities in subtropical pastures. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 7, p. 1956–1965, jul. 2006.

WANG, X. *et al.* Grazing induces direct and indirect shrub effects on soil nematode communities. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 121, p. 193–201, 1 jun. 2018.

WARDLE, D. A. *et al.* Ecological Linkages Between Aboveground and Belowground Biota. **Science**, v. 304, n. 5677, p. 1629–1633, 11 jun. 2004.

WARDLE, D. A.; YEATES, G. W. The dual importance of competition and predation as regulatory forces in terrestrial ecosystems: evidence from decomposer food-webs. **Oecologia**, v. 93, n. 2, p. 303–306, mar. 1993.

WEI, L. *et al.* By stimulating soil microbes, grazing threatens the ecosystem function of alpine meadows. **Authorea (Authorea)**, 31 jul. 2023.

WEN, H. *et al.* Experimental investigation on soil carbon, nitrogen, and their components under grazing and livestock exclusion in steppe and desert steppe grasslands, Northwestern China. **Environmental Earth Sciences**, v. 70, n. 7, p. 3131–3141, 27 mar. 2013.

WILLIAMS, W. J.; ELDRIDGE, D. J.; ALCHIN, B. M. Grazing and drought reduce cyanobacterial soil crusts in an Australian Acacia woodland. **Journal of Arid Environments**, v. 72, n. 6, p. 1064–1075, jun. 2008.

YAO, Z. *et al.* Grazing intensity, duration, and grassland type determine the relationship between soil microbial diversity and ecosystem multifunctionality in Chinese grasslands: A meta-analysis. **Ecological indicators**, v. 154, n. 110801, p. 110801–110801, 1 out. 2023.

YEATES, G. W. *et al.* Feeding Habits in Soil Nematode Families and Genera—An Outline for Soil Ecologists. **Journal of Nematology**, v. 25, n. 3, p. 315, set. 1993.

YEATES, G. W. *et al.* Increase in ¹⁴C-carbon translocation to the soil microbial biomass when five species of plant-parasitic nematodes infect roots of white clover. **Nematology**, v. 1, n. 3, p. 295–300, 1 jan. 1999.

ZHANG, X. *et al.* Ecosystem services of the soil food web after long-term application of agricultural management practices. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 111, p. 36–43, ago. 2017.

ZHAO, C. *et al.* Drought shifts soil nematode trophic groups and mediates the heterotrophic respiration. **Journal of Plant Ecology**, v. 17, n. 2, 2 mar. 2024.

ZOLDA, P. Nematode communities of grazed and ungrazed semi-natural steppe grasslands in Eastern Austria. **Pedobiologia**, v. 50, n. 1, p. 11–22, jan. 2006.

Tabela 1: Mean values ($\pm$ SD) of physical, chemical, and biological soil properties in grazed and ungrazed areas of Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil.

Soil properties	Variables	Grazed	Ungrazed	P-value
Physical	Bulk Density (g/cm^3)	1.552 $\pm$ 0.035	1.52 $\pm$ 0.038	0.255
	Clay (%)	7.286 $\pm$ 0.700	6.071 $\pm$ 1.624	0.018
	Coarse Sand (%)	56.143 $\pm$ 9.141	57.643 $\pm$ 6.715	0.612
	Silt (%)	2.786 $\pm$ 1.612	2.643 $\pm$ 1.042	1
Chemical	Residual soil moisture (%)	1.618 $\pm$ 0.275	1.782 $\pm$ 0.358	0.213
	pH	5.114 $\pm$ 0.562	5.150 $\pm$ 0.472	1
	Organic matter (%)	1.756 $\pm$ 0.548	1.618 $\pm$ 0.537	0.434
	P	3.357 $\pm$ 1.342	3.143 $\pm$ 1.807	0.5374
	Mg	0.554 $\pm$ 0.090	0.550 $\pm$ 0.068	0.8345
	Ca	0.636 $\pm$ 0.373	0.636 $\pm$ 0.293	0.8521
	K	0.035 $\pm$ 0.010	0.033 $\pm$ 0.009	0.5463
Biological	Microbial activity ($\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g soil} \cdot \text{dm}^3 \text{ soil}^{-1}$)	7.321 $\pm$ 3.075	4.966 $\pm$ 2.871	0.024

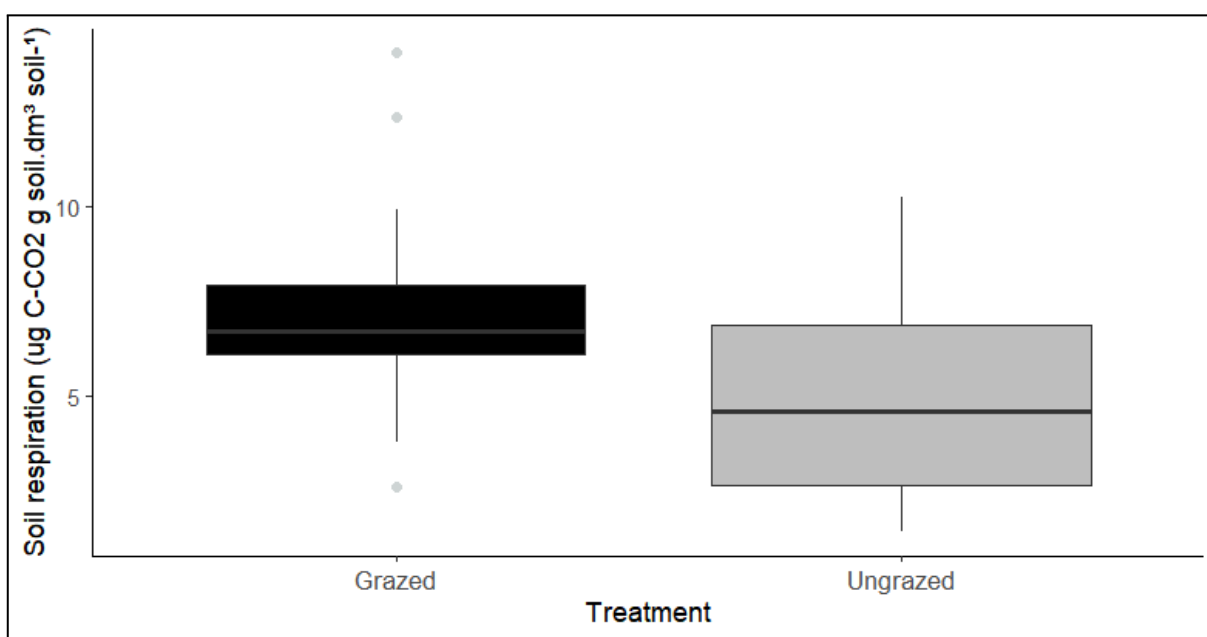


Figure 1: Boxplot of soil respiration rate ($\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}$) in grazed and ungrazed areas of Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil.

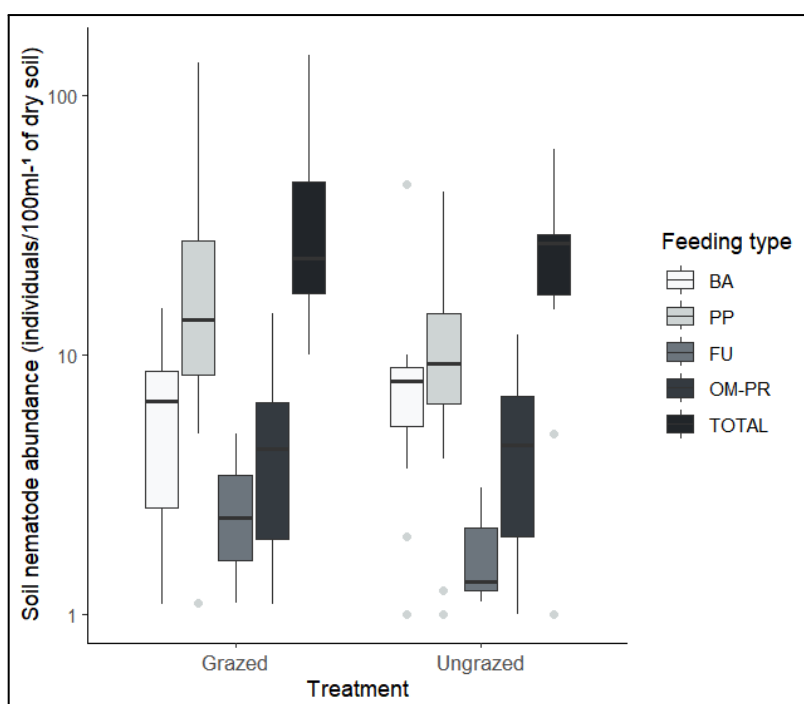


Figura 2: Abundance of soil nematodes per 100 ml⁻¹ of soil in grazed and ungrazed areas of Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil. Feeding type = BA: bacterivores; PP: plant parasites; OM-PR: omnivorous-predators; FU: fungivores; TOTAL: total nematodes.

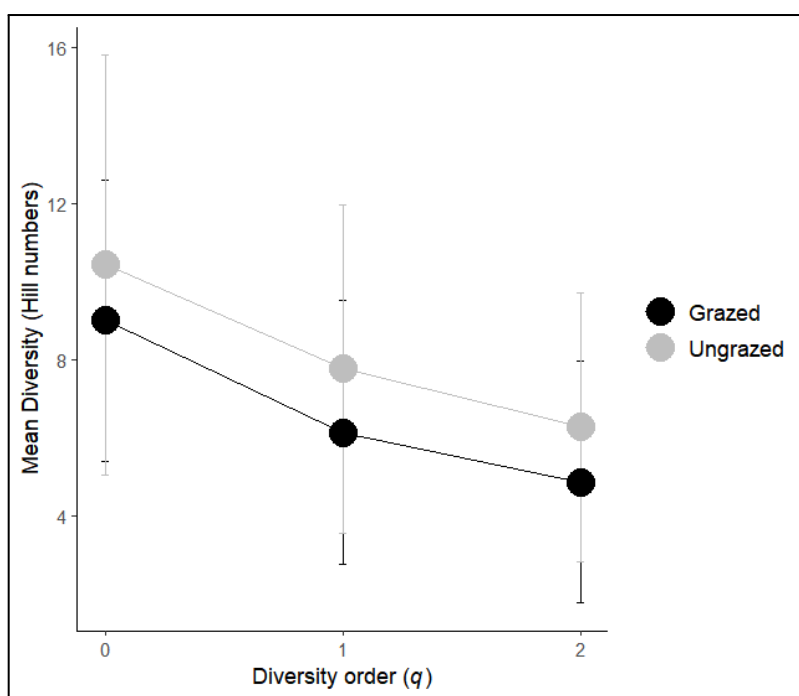


Figura 3: Graphic of diversity according to Hill numbers in grazed and ungrazed areas of Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil.

Tabela 2: Abundance (%) of nematodes in the Grazed and Ungrazed areas of Catimbau National Park, Buíque, Pernambuco, Brazil. “–” absent. c-p: colonizer-persister scale.

Trophic group	c-p	Family	Genus	Areas	
				Grazed	Ungrazed
Bacterivores	3	Achromadoridae	<i>Achromadora</i>	-	1.21
	2	Cephalobidae	<i>Acrobeles</i>	31.72	35.47
	2	Cephalobidae	<i>Acrobeloides</i>	3.22	-
	4	Alaimidae	<i>Alaimus</i>	2.30	3.19
	2	Cephalobidae	<i>Cephalobus</i>	5.11	17.77
	1	Rhabditidae	<i>Cruznema</i>	1.11	10.30
	2	Osstelidae	<i>Deficephalobus</i>	3.22	4.16
	2	Osstelidae	<i>Drilocephalobus</i>	6.05	1.21
	2	Cephalobidae	<i>Eucephalobus</i>	2.55	5.38
	2	Cephalobidae	<i>Heterocephalobellus</i>	13.89	4.53
	2	Cephalobidae	<i>Heterocephalobus</i>	-	1.03
	2	Cephalobidae	<i>Metacrobeles</i>	5.22	2.31
	1	Neodiplogastridae	<i>Mononchoides</i>	1.11	-
	1	Panagrolaimidae	<i>Panagrelus</i>	-	1.03
	1	Panagrolaimidae	<i>Panagrolaimus</i>	2.22	-
	1	Rhabditidae	<i>Protorhabditis</i>	-	2.73
	2	Cephalobidae	<i>Pseudacrobeles</i>	-	2.31
	1	Rhabditidae	<i>Rhabditoides</i>	-	15.46
	1	Diplogasteridae	<i>Rhabditolaimus</i>	4.50	5.53
	2	Cephalobidae	<i>Scottnema</i>	1.11	2.16
	2	Cephalobidae	<i>Stegelletina</i>	-	3.38
	2	Plectidae	<i>Tylocephalobus</i>	1.34	-
	2	Plectidae	<i>Wilsonema</i>	1.25	-
	2	Cephalobidae	<i>Zeldia</i>	8.82	7.05

Fungivores	2	Aphelenchoididae	<i>Aphelenchoides</i>	-	1.15
	2	Aphelenchidae	<i>Aphelenchus</i>	1.11	3.60
	5	Leptonchidae	<i>Caveonchus</i>	-	1.08
	4	Tylencholaimidae	<i>Tylencholaimellus</i>	5.00	3.14
Omnivores- predator	5	Aporcelaimidae	<i>Aporcelaimellus</i>	2.60	2.03
	5	Aporcelaimidae	<i>Aporcelaimus</i>	9.22	5.02
	5	Tripyloididae	<i>Bathylaimus</i>	1.25	-
	5	Nygolaimidae	<i>Clavicaudoides</i>	15.66	3.27
	4	Dorylaimidae	<i>Crassolabium</i>	12.88	18.15
	4	Qudsianematidae	<i>Discolaimus</i>	1.05	2.47
	4	Mydonomidae	<i>Dorylaimoides</i>	6.27	15.365
	4	Dorylaimidae	<i>Dorylaimus</i>	1.03	-
	4	Qudsianematidae	<i>Epidorylaimus</i>	1.16	-
	4	Dorylaimidae	<i>Labronema</i>	1.11	10.08
	4	Mononchidae	<i>Mononchus</i>	1.30	2.14
	4	Mydonomidae	<i>Mydonomus</i>	-	3.69
	4	Crateronematidae	<i>Oonaguntos</i>	1.00	-
	4	Paraxonchiidae	<i>Paraxonchium</i>	7.76	5.79
	4	Crateronematidae	<i>Poronemella</i>	-	1.15
Plant parasites	5	Belondoridae	<i>Axonchium</i>	1.05	-
	5	Belondoridae	<i>Belondira</i>	1.11	-
	3	Dolichodoridae	<i>Belonolaimus</i>	-	1.00
	3	Criconematidae	<i>Criconema</i>	7.78	7.65
	3	Criconematidae	<i>Criconemella</i>	-	1.00
	3	Criconematidae	<i>Criconemoides</i>	47.43	14.73
	2	Anguinidae	<i>Ditylenchus</i>	2.30	3.54
	2	Hoplolaimidae	<i>Helicotylenchus</i>	222.57	94.36
	3	Criconematidae	<i>Hemicriconema</i>	1.34	-

3	Hoplolaimidae	<i>Hoplolaimus</i>	18.51	7.70
3	Merliniidae	<i>Merlinius</i>	5.76	1.03
3	Criconematidae	<i>Mesocriconema</i>	1.12	-
3	Pratylenchidae	<i>Pratylenchus</i>	1.00	-
2	Tylenchidae	<i>Tylenchus</i>	1.25	3.71
5	Longidoridae	<i>Xiphinema</i>	41.80	22.75

Tabela 3: Hill numbers in each plot in the Grazed areas (G) and ungrazed areas (UG), in the order: 0 (q0, species richness), 1 (q1, Shannon's exponential entropy) and 2 (q2, Simpson's inverse concentration), Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil.

Plots	q0	q1	q2
01G	9	5.29	3.74
02G	6	5.34	4.76
03G	5	4.75	4.57
04G	9	7.19	5.88
05G	14	9.43	6.9
07G	6	4.42	3.55
08G	13	6.87	3.99
010G	6	4.13	2.95
011G	5	2.38	1.68
012G	9	3.43	2.03
013G	8	1.81	1.29
014G	8	6.29	4.82
015G	11	9.90	9.00
016G	17	14.58	12.90
01UG	16	14.06	12.25
02UG	11	9.79	8.75

03UG	1	1.00	1.00
04UG	4	3.78	3.57
05UG	13	10.08	8.04
07UG	11	9.71	8.53
08UG	11	9.84	8.96
010UG	8	4.39	3.14
011UG	9	5.38	3.46
012UG	12	10.19	8.52
013UG	9	2.41	1.51
014UG	24	14.98	9.67
015UG	7	5.12	4.25
016UG	10	7.99	6.08

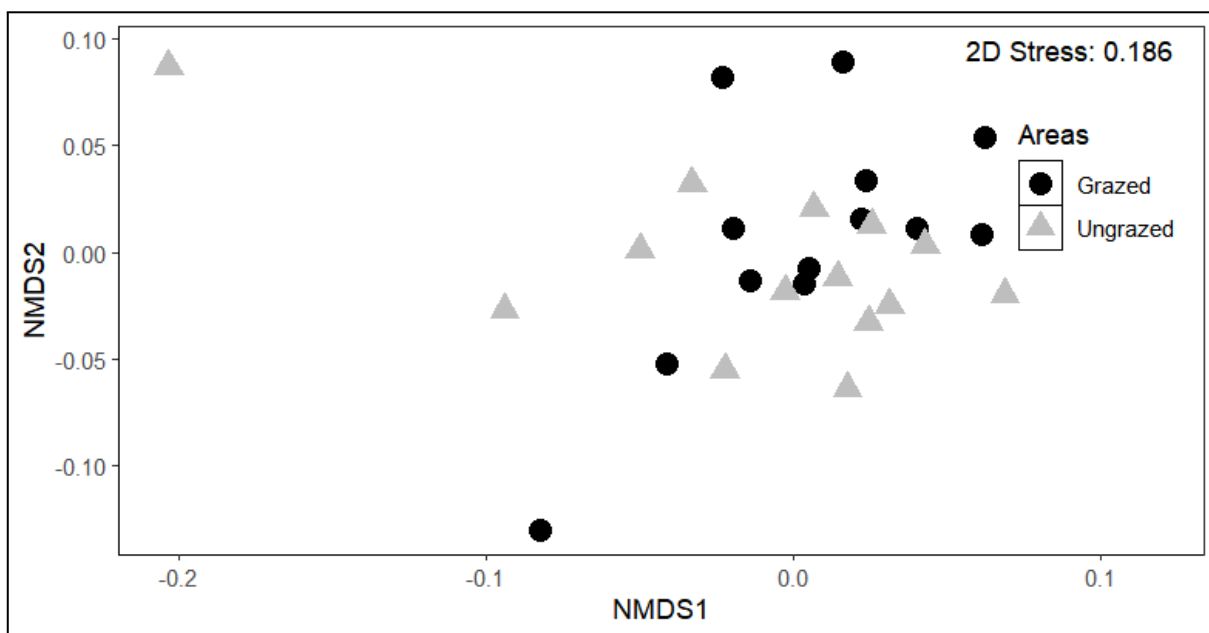


Figura 4: Non-metric multidimensional scaling (nMDS) based on the Bray-Curtis similarity matrix showing the taxonomic composition of the nematode community in Grazed and Ungrazed areas of Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil.

Tabela 4: Results of SIMPER analysis showing the ten nematode genera that contributed most to the dissimilarity of nematode communities in Grazed and Ungrazed areas of Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil.

Genera	Mean abundance		Contribution (%)
Grazed vs Ungrazed (Mean dissimilarity =71.57%)			
<i>Helicotylenchus</i>	222.571	94.363	12,98
<i>Criconemoides</i>	47.432	14.734	6,18
<i>Xiphinema</i>	41.807	22.754	5,38
<i>Acrobeles</i>	31.721	35.475	4,83
<i>Crassolabium</i>	12.889	18.156	4,51
<i>Dorylaimoides</i>	6.278	15.365	3,88
<i>Hoplolaimus</i>	18.511	7.701	3,84
<i>Heterocephalobellus</i>	13.891	4.533	3,62
<i>Cephalobus</i>	5.111	17.779	3,3
<i>Labronema</i>	1.111	10.082	3,03

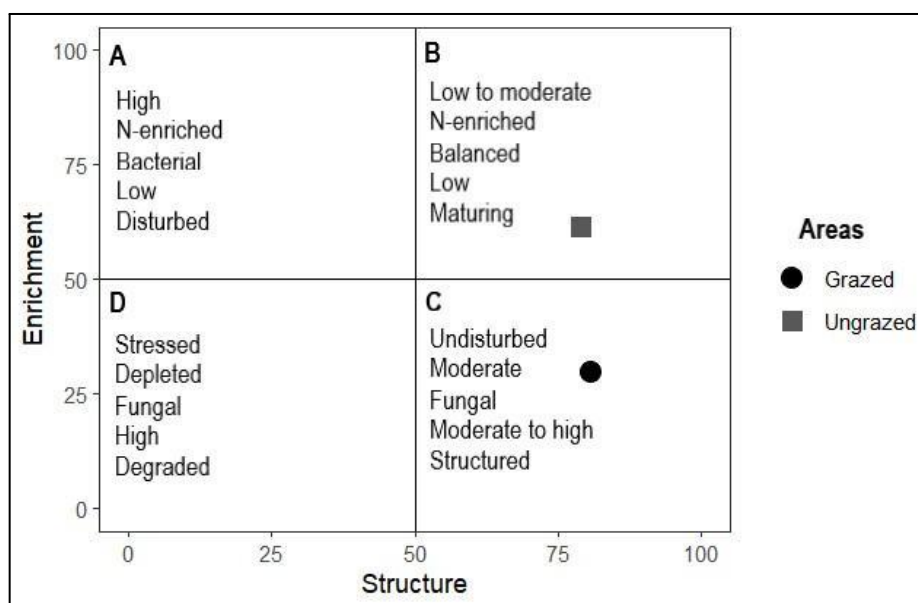


Figure 5: Graphical representation of the structure index (SI) and enrichment index (EI) of the soil nematode community in Grazed and Ungrazed areas of the Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil. From top to bottom are listed the characteristics of each quadrant referring to the general diagnosis of disturbance, enrichment, decomposition channel, C:N ratio and food web condition respectively. Proposed by Ferris et al. (2001)

Tabela 5: Mean values ($\pm$ SD) of soil nematode disturbance indices in Grazed and Ungrazed areas of Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil.

Nematode index	Grazed	Ungrazed	P-Value	Test
MI	1.3134 $\pm$ 0.7515	2.0208 $\pm$ 0.9895	0.050	Mann-Whitney
MI 2-5	1.2841 $\pm$ 0.7409	1.9307 $\pm$ 0.9942	0.071	Mann-Whitney
PPI	2.3808 $\pm$ 0.9231	1.2506 $\pm$ 0.7252	0.001	T Test

Tabela 6: Mean values ($\pm$ SD) carbon biomass ($\mu\text{g ml}^{-1}$) of soil nematodes and metabolic footprints (μml^{-1} soil) in Grazed and Ungrazed areas of Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil

Biomass C and Metabolic Footprints	Areas		P-Value	Test
	Grazed	Ungrazed		
Biomass C of total nematodes	0.0243 $\pm$ 0.0528	0.0109 $\pm$ 0.0137	0.434	Mann-Whitney
Biomass C of bacterivores	0.0029 $\pm$ 0.0050	0.0059 $\pm$ 0.01332	0.854	Mann-Whitney
Biomass C of fungivores	0.0001 $\pm$ 0.0006	0.0001 $\pm$ 0.0001	0.226	Mann-Whitney
Biomass C of plant parasites	0.0055 $\pm$ 0.0031	0.0026 $\pm$ 0.0017	0.002	Mann-Whitney
Biomass C of omnivore-predators	0.0155 $\pm$ 0.0508	0.0022 $\pm$ 0.0010	0.565	Mann-Whitney
efootprint	80.3663 $\pm$ 2.8040	76.6853 $\pm$ 20.1032	0.783	Mann-Whitney

sfootprint	69.7887±31.3253	74.7110±21.2777	0.836	Mann-Whitney
BFfootprint	1.0054±1.4448	2.0373±4.2264	0.351	Mann-Whitney
FFfootprint	0.0667±0.2217	0.1800±0.5477	0.215	Mann-Whitney
PPfootprint	2.1974±1.4974	0.9670±0.5810	0.002	Mann-Whitney
Composite footprint	3.9725±2.5232	3.7881±4.3303	0.700	Mann-Whitney

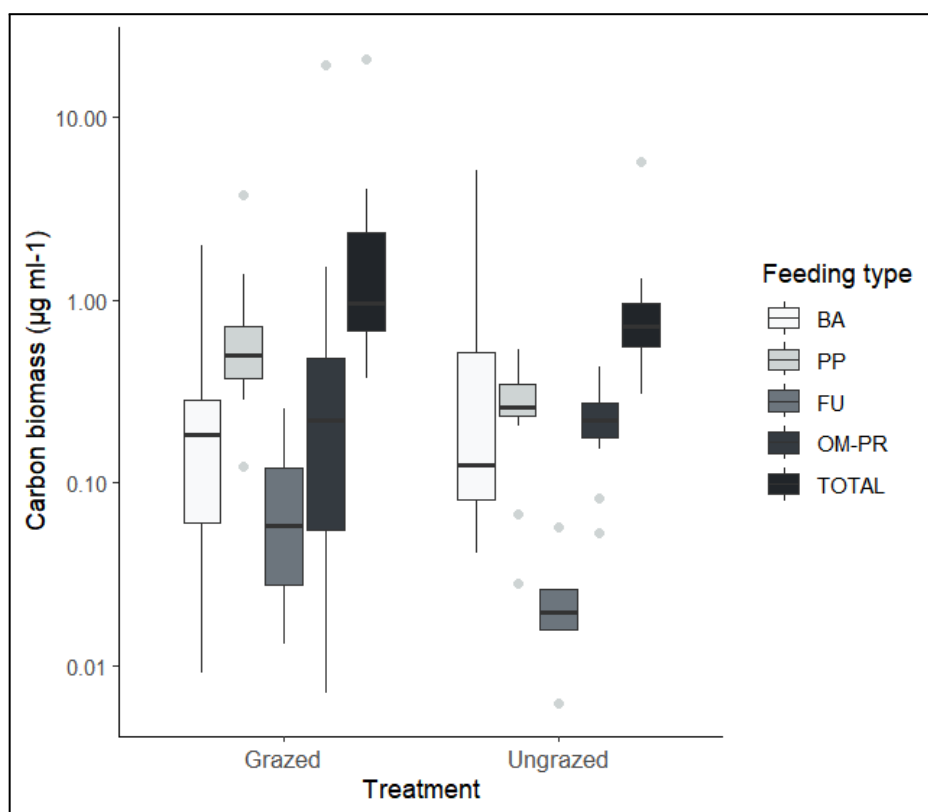


Figure 6: Carbon biomass ($\mu\text{g ml}^{-1}$) of soil nematodes and each trophic group in Grazed and Ungrazed areas of Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil. Feeding type = BA: bacterivores; PP: plant parasites; OM-PR: omnivorous-predators; FU: fungivores; TOTAL: total nematodes.

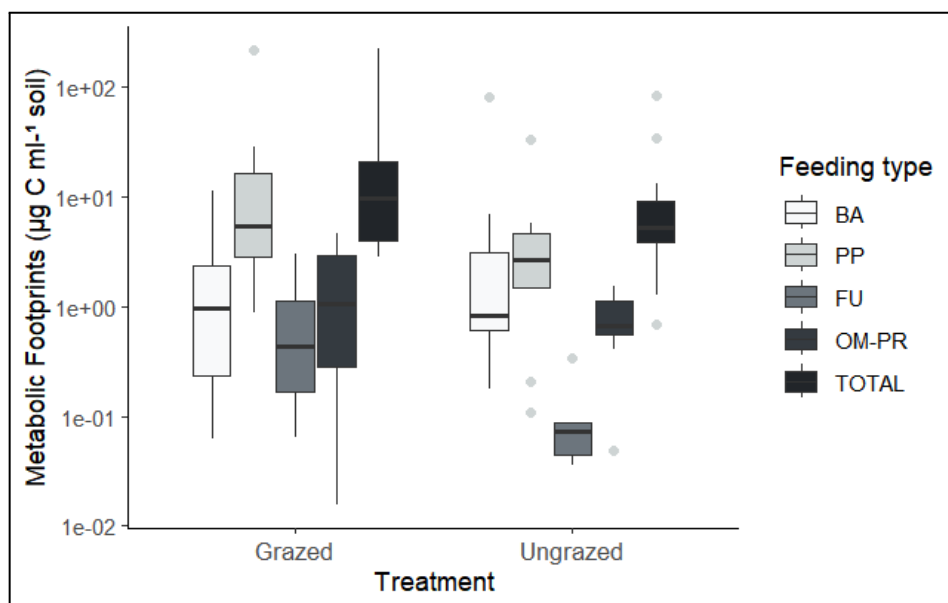


Figure 7: Total metabolic footprint of nematodes and each trophic group in Grazed and Ungrazed areas of Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil. Feeding type = BA: bacterivores; PP: plant parasites; OM-PR: omnivorous-predators; FU: fungivores; TOTAL: total nematodes.

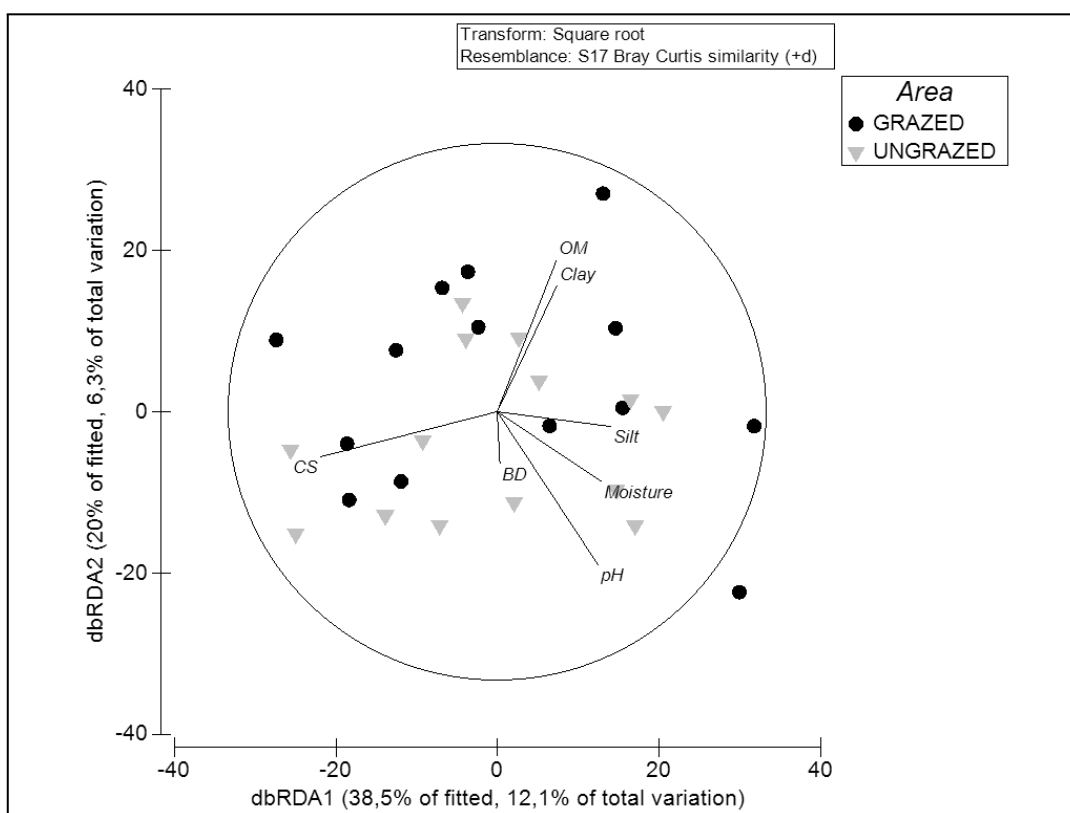


Figure 8: Distance-based redundancy analysis (dbRDA) illustrating the best discriminators of the nematode taxonomic community according to environmental variables in Grazed and Ungrazed areas of Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil.

6 CONCLUSÕES

Através deste estudo foi possível investigar o efeito do distúrbio da criação livre de caprinos em uma floresta seca da Caatinga sobre as propriedades do solo, comunidade de nematoides e a sua relação com a prestação de serviços ecossistêmicos. Verificamos que a maioria das propriedades físicas e químicas do solo, não foram influenciadas pela presença dos caprinos e não modificaram de forma significativa a comunidade de nematoides.

O tempo e intensidade do pastejo, quando comparado a outros sistemas de florestas secas são os principais drivers para avaliar o distúrbio da caprinocultura no solo das florestas tropicais secas. Em relação aos nematoides, diferente do esperado, os parasitas de planta foram o grupo trófico que respondeu de forma positiva à presença dos caprinos. A aplicação das métricas como a biomassa de carbono e pegada metabólica mostrou a importância do grupo na avaliação de diferentes perturbações. Além disso, a trajetória de enriquecimento e estrutura, vista através dos índices, se mostrando eficaz e sensível, evidenciou a diferença na saúde do solo entre os tratamentos. Porém o principal achado foi o aumento da atividade microbiana induzida pela herbivoria dos caprinos, que quando analisado em conjunto com o aumento da pegada metabólica dos nematoides parasitas de planta, resulta em um efeito *priming* positivo.

Concluimos que a contribuição dos nematoides na avaliação de distúrbios antrópicos na floresta seca da Caatinga, proporcionou uma compreensão das teias alimentares dos nematoide, diante o uso do solo pela criação de caprinos, gerando dados primários sobre o monitoramento dessa atividade na saúde do solo em regiões secas. Atualmente essa prática mostra-se mais prejudicial devido ao grande número de danos à vegetação, sendo insustentável a longo prazo. Onde é necessário um maior controle do número de rebanhos de caprinos, bem como repensar sua forma de criação. Ressaltamos a importância de um manejo da criação de caprinos, onde seja possível alinhar os interesses ambientais à realidade das populações rurais dependentes dos recursos florestais.

7 REFERÊNCIAS

- ADAMCZYK, B.; KITUNEN, V.; SMOLANDER, A. Response of soil C and N transformations to condensed tannins and different organic N-condensed tannin complexes. **Applied Soil Ecology**, v. 64, p. 163–170, fev. 2013.
- AMANTE, G.; WEDAJO, M. Impacts of Climate change on soil microbial diversity, distribution and abundance. **International Journal on Food, Agriculture and Natural Resources**, v. 5, n. 2, p. 158–168, 2 jul. 2024.
- AMOGHA, N.; BHAVYA, T. R.; BHAVANA, A. Tiny Architects of Fertile Soils: Understanding the Role of Soil Arthropods. **International Journal of Environment and Climate Change**, v. 14, n. 9, p. 532–541, 5 set. 2024.
- ARAÚJO, H. F. P. DE *et al.* The Caatinga region is a system and not an aggregate. **Journal of Arid Environments**, v. 203, p. 104778, 1 ago. 2022.
- AREVALO, J. R. *et al.* Effects of abandoning long-term goat grazing on species composition and species richness of pastures at La Gomera, Canary Islands. **Spanish Journal of Agricultural Research**, v. 9, n. 1, p. 113, 1 mar. 2011.
- ASNER, G. P. *et al.* GRAZING SYSTEMS, ECOSYSTEM RESPONSES, AND GLOBAL CHANGE. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 29, n. 1, p. 261–299, 21 nov. 2004.
- BARDGETT, R. D.; VAN DER PUTTEN, W. H. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. **Nature**, v. 515, n. 7528, p. 505–511, nov. 2014.
- BARNES, A. D. *et al.* Direct and cascading impacts of tropical land-use change on multi-trophic biodiversity. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 10, p. 1511–1519, 28 ago. 2017.
- BETANCUR-CORREDOR, B.; ZAITSEV, A.; RUSSELL, D. Intensified land uses lead to lower taxonomic richness of nematodes, springtails, and mites in a global meta-analysis. **Research Square**, 25 jul. 2024.
- BEYER, H. L. *et al.* The interpretation of habitat preference metrics under use–availability designs. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 365, n. 1550, p. 2245–2254, 27 jul. 2010.
- BHUSAL, D. R.; TSIAFOULI, M. A.; SGARDELIS, S. P. Temperature-based bioclimatic parameters can predict nematode metabolic footprints. **Oecologia**, v. 179, n. 1, p. 187–199, 22 abr. 2015.
- BLACKIE, R. *et al.* **Tropical dry forests: The state of global knowledge and recommendations for future research.** Disponível em: <<https://www.cifor.org/knowledge/publication/4408/>>. Acesso em: 7 jul. 2024.
- BOAG, B.; YEATES, G. W. Soil nematode biodiversity in terrestrial ecosystems. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, n. 5, p. 617–630, 1998.

BONGERS, T. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. **Oecologia**, v. 83, n. 1, p. 14–19, maio 1990.

BONGERS, T.; BONGERS, M. Functional diversity of nematodes. **Applied Soil Ecology**, v. 10, n. 3, p. 239–251, nov. 1998.

BULLOCK, S. H.; MOONEY, H. A. **Seasonally Dry Tropical Forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

BURTON, V. J. *et al.* Effects of land use and soil properties on taxon richness and abundance of soil assemblages. **European Journal of Soil Science**, v. 74, n. 6, 1 nov. 2023.

CAMPBELL, K.; DONLAN, C. J. Feral Goat Eradications on Islands. **Conservation Biology**, v. 19, n. 5, p. 1362–1374, out. 2005.

CHADWICK, R. *et al.* Large rainfall changes consistently projected over substantial areas of tropical land. **Nature Climate Change**, v. 6, n. 2, p. 177–181, 28 set. 2015.

CHAND, R. Exponential growth of human population is solely responsible for the habitat destruction and loss of biodiversity on the mother earth. **SCHOLARLY RESEARCH JOURNAL FOR INTERDISCIPLINARY STUDIES**, v. 9, n. 69, 1 fev. 2022.

CHIAPPERO, M. F. *et al.* A global meta-analysis reveals a consistent reduction of soil fauna abundance and richness as a consequence of land use conversion. **Science of The Total Environment**, v. 946, p. 173822, out. 2024.

CHYNOWETH, M. W. *et al.* Biology and Impacts of Pacific Island Invasive Species. 9. Capra hircus, the Feral Goat (Mammalia: Bovidae). **Pacific Science**, v. 67, n. 2, p. 141–156, abr. 2013b.

CIM – CENTRO DE INTELIGÊNCIA E MERCADO DE CAPRINOS E OVINOS. *Boletim nº 16: Pesquisa Pecuária Municipal 2020: rebanhos de caprinos e ovinos*. Klinger Aragão Magalhães; Zenildo Ferreira Holanda Filho; Espedito Cezário Martins. Sobral, CE, out. 2021.

COOKE, R. F. *et al.* Cattle adapted to tropical and subtropical environments: social, nutritional, and carcass quality considerations. **Journal of Animal Science**, v. 98, n. 2, 1 fev. 2020.

CORREDOR, B. B.; ZAITSEV, A.; RUSSELL, D. Understanding the Complexity: A Meta-Analysis of the Impact of Land Use Intensification on Soil Fauna in Global Agroecosystems. **Soil System Science**, 9 mar. 2024.

COUGHENOUR, M. B. Causes and Consequences of Herbivore Movement in Landscape Ecosystems. In: **Fragmentation in Semi-Arid and Arid Landscapes**. [s.l.] Springer Nature, 2007. p. 45–91.

DANELL, K. *et al.* **Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation**. [s.l.] Cambridge University Press, 2006.

DARCAN, N.; SILANIKOVE, N. The advantages of goats for future adaptation to Climate Change: A conceptual overview. **Small Ruminant Research**, v. 163, p. 34–38, jun. 2018.

- DE LEY, P.; BLAXTER, M. A new system for Nematoda: combining morphological characters with molecular trees, and translating clades into ranks and taxa. **BRILL eBooks**, p. 633–653, 1 jan. 2004.
- DE VRIES, F. T. *et al.* Soil food web properties explain ecosystem services across European land use systems. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 35, p. 14296–14301, 12 ago. 2013.
- DIXIT, M. *et al.* Changes in soil microbial diversity under present land degradation scenario. **Total Environment Advances**, v. 10, n. 200104, p. 200104, 10 maio 2024.
- DOUGHTY, C. E.; WOLF, A.; MALHI, Y. The legacy of the Pleistocene megafauna extinctions on nutrient availability in Amazonia. **Nature Geoscience**, v. 6, n. 9, p. 761–764, 11 ago. 2013.
- DU PREEZ, G. *et al.* Nematode-based indices in soil ecology: Application, utility, and future directions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 169, p. 108640, 1 jun. 2022.
- FAO. **Trees, forests and land use in drylands The first global assessment**. Disponível em: <<https://www.fao.org/interactive/dryland-assessment/en/>>. Acesso em: 18 jan. 2025.
- FERRAZ, L. C. C. B.; BRONW, D. J. F. **Nematologia de plantas: fundamentos e importância**. 1. ed. Manaus: NORMA EDITORA, 2016.
- FERRIS, H. Form and function: Metabolic footprints of nematodes in the soil food web. **European Journal of Soil Biology**, v. 46, n. 2, p. 97–104, mar. 2010b.
- FERRIS, H.; BONGERS, T.; DE GOEDE, R. G. M. A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. **Applied Soil Ecology**, v. 18, n. 1, p. 13–29, set. 2001.
- FERRIS, H.; SÁNCHEZ-MORENO, S.; BRENNAN, E. B. Structure, functions and interguild relationships of the soil nematode assemblage in organic vegetable production. **Applied Soil Ecology**, v. 61, p. 16–25, out. 2012.
- FERRIS, H.; TUOMISTO, H. Unearthing the role of biological diversity in soil health. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 85, p. 101–109, jun. 2015.
- FERRIS, H.; VENETTE, R. C.; LAU, S. S. Population energetics of bacterial-feeding nematodes: Carbon and nitrogen budgets. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 29, n. 8, p. 1183–1194, ago. 1997.
- FRECKMAN, D. W. Bacterivorous nematodes and organic-matter decomposition. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 24, n. 1-3, p. 195–217, nov. 1988.
- FRITZ, H.; LOISON, A. Large herbivores across biomes. In: **Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation**. [s.l.] Cambridge University Press, 2006. p. 19–49.
- GARIGLIO, M. A. *et al.* **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço florestal brasileiro, 2010.

GENTRY, A. H. Diversity and Floristic Composition of Neotropical Dry Forests. In: MEDINA, E.; MOONEY, H. A.; BULLOCK, S. H. (Eds.). **Seasonally Dry Tropical Forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 146–194.

GRÜN WALDT, E. G.; PEDRANI, A. R.; VICH, A. I. Goat grazing in the arid piedmont of Argentina. **Small Ruminant Research**, v. 13, n. 3, p. 211–216, abr. 1994.

HAYGARTH, P. M.; RITZ, K. The future of soils and land use in the UK: Soil systems for the provision of land-based ecosystem services. **Land Use Policy**, v. 26, n. 1, p. S187–S197, dez. 2009.

HERRERO, M. *et al.* Livestock, livelihoods and the environment: understanding the trade-offs. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 1, n. 2, p. 111–120, dez. 2009.

HERRERO, M. *et al.* The roles of livestock in developing countries. **Animal : an international journal of animal bioscience**, v. 7 Suppl 1, n. 1, p. 3–18, 2013.

HESTER, A. J. *et al.* Impacts of large herbivores on plant community structure and dynamics. In: **Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation**. [s.l.] Cambridge University Press, 2006. p. 97–141.

HODDA, M. Phylum Nematoda: a classification, catalogue and index of valid genera, with a census of valid species. **Zootaxa**, v. 5114, n. 1, p. 1–289, 10 mar. 2022.

HOEKSTRA, J. M. *et al.* Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. **Ecology Letters**, v. 8, n. 1, p. 23–29, 3 dez. 2004.

HOFFMANN, B. D.; JAMES, C. D. Using ants to manage sustainable grazing: Dynamics of ant faunas along sheep grazing gradients conform to four global patterns. **Austral Ecology**, v. 36, n. 6, p. 698–708, 20 dez. 2010.

HOLDRIDGE, L. R. **Life zone ecology**. Costa Rica: Tropical Science Center, 1967. p. 266

HUNTLY, N. Herbivores and the Dynamics of Communities and Ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 22, p. 477–503, 1991.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Contas de ecossistemas: espécies ameaçadas de extinção no Brasil: 2014*. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais; Coordenação de Contas Nacionais. Rio de Janeiro: IBGE, 2020.

IBGE- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Produção da Pecuária Municipal. PPM 2013*. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Estatísticas Agropecuárias, Pesquisa da Pecuária Municipal Rio de Janeiro: IBGE, 20153 Disponível em<[ppm_2013_v41_br.pdf](#)>

IBGE- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Produção da Pecuária Municipal. PPM 2023*. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Estatísticas Agropecuárias, Pesquisa da Pecuária Municipal Rio de Janeiro: IBGE, 2024. Disponível em<[ppm_2023_v51_br_informativo.pdf](#)>

- ILLIUS, A. W.; O'CONNOR, T. G. On the Relevance of Nonequilibrium Concepts to Arid and Semiarid Grazing Systems. **Ecological Applications**, v. 9, n. 3, p. 798–798, 1 ago. 1999.
- JAMELLI, D.; BERNARD, E.; MELO, F. P. L. Habitat use and feeding behavior of domestic free-ranging goats in a seasonal tropical dry forest. **Journal of Arid Environments**, v. 190, n. 104532, jul. 2021.
- KEMPEL, A. *et al.* Herbivore preference drives plant community composition. **Ecology**, v. 96, n. 11, p. 2923–2934, nov. 2015.
- KOCHARE, T.; TAMIR, B.; KECHERO, Y. Palatability and Animal Preferences of Plants in Small and Fragmented Land Holdings: The Case of Wolayta Zone, Southern Ethiopia. **Agricultural Research & Technology: Open Access Journal**, v. 14, n. 3, 12 mar. 2018.
- KORTHALS, G. W. *et al.* The maturity index as an instrument for risk assessment of soil pollution. In: **Bioindicator systems for soil pollution**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1996. p. 85–93.
- KOSGEY, I. S. *et al.* Small ruminant production in smallholder and pastoral/extensive farming systems in Kenya. **Small Ruminant Research**, v. 77, n. 1, p. 11–24, jun. 2008.
- KRUSKA, R. L. *et al.* Mapping livestock-oriented agricultural production systems for the developing world. **Agricultural Systems**, v. 77, n. 1, p. 39–63, jul. 2003.
- LEAL, I. R. *et al.* Changing the Course of Biodiversity Conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 701–706, 2005.
- LEAL, I. R. *et al.* Interações planta-animal na Caatinga: visão geral e perspectivas futuras. **Ciência e Cultura**, v. 70, n. 4, p. 35–40, 1 out. 2018.
- LEAL, I. R. VICENTE, L.; TABARELLI, M. HERBIVORIA POR CAPRINOS NA CAATINGA DA REGIÃO DE XINGÓ: UMA ANÁLISE PRELIMINAR. In: **Ecologia E Conservação Da Caatinga**. Recife: Ed. universitária da UFPE, 2003.
- LI, Y. *et al.* Microbial Diversity Losses Constrain the Capacity of Soils to Mitigate Climate Change. **Global Change Biology**, v. 30, n. 12, dez. 2024.
- LINS, L. *et al.* Exotic goats do not affect the seed bank but reduce seedling survival in a human-modified landscape of Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 522, n. 120491, p. 120491, 15 out. 2022.
- LIU, L. *et al.* Nematode communities indicate anthropogenic alterations to soil dynamics across diverse grasslands. **Ecological Indicators**, v. 132, n. 108338, p. 108338, dez. 2021.
- LIU, T. *et al.* Bottom-up control of fertilization on soil nematode communities differs between crop management regimes. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 95, p. 198–201, 17 jan. 2016.
- MACHUGH, D. E.; BRADLEY, D. G. Livestock genetic origins: Goats buck the trend. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 98, n. 10, p. 5382–5384, 8 maio 2001.

MARENGO, J. A.; TORRES, R. R.; ALVES, L. M. Drought in Northeast Brazil—past, present, and future. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 129, n. 3-4, p. 1189–1200, 9 jun. 2016.

MAZANCOURT, C. DE; LOREAU, M.; ABBADIE, L. Grazing Optimization and Nutrient Cycling: When Do Herbivores Enhance Plant Production? **Ecology**, v. 79, n. 7, p. 2242–2242, 1 out. 1998.

MCMANUS, C. *et al.* Heat tolerance in Brazilian sheep: Physiological and blood parameters. **Tropical Animal Health and Production**, v. 41, n. 1, p. 95–101, 9 abr. 2008.

MEDEIROS, L.P. *et al.* Caprinos: princípios básicos para a sua exploração. **EMBRAPA - CPAMN/SPI**, Teresina, 1994

MELO, F. The Socio-Ecology of the Caatinga: Understanding How Natural Resource Use Shapes an Ecosystem. In: **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. [s.l.] Springer, 2017. p. 369–382.

MENEZES, T. *et al.* Introduced goats reduce diversity and biomass of herbs in Caatinga dry forest. **Land Degradation & Development**, v. 32, n. 1, p. 79–90, ago. 2020.

MILES, L. *et al.* A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 491–505, mar. 2006.

MMA/IBAMA. Monitoramento do desmatamento nos Biomas Brasileiros por satélite – Acordo de Cooperação Técnica Mma/Ibama – Monitoramento do Bioma Caatinga 2008-2009 (p. 46). Brasília, DF, 2011. Disponível em: https://antigo.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/relatorio_tecnico_caatinga_2008_2009_72.pdf.

MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. Ecology of Tropical Dry Forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, p. 67–88, 1986.

NAVARRO-PEREA, M. *et al.* Plant-soil interactions in response to grazing intensity in a semi-arid ecosystem from NE Spain. **Arid Land Research and Management**, v. 37, n. 2, p. 184–196, 21 set. 2022.

NEHER, D. A. Ecology of Plant and Free-Living Nematodes in Natural and Agricultural Soil. **Annual Review of Phytopathology**, v. 48, n. 1, p. 371–394, jul. 2010.

OBA, G. Effects of excluding goat herbivory on *Acacia tortilis* woodland around pastoralist settlements in northwest Kenya. **Acta Oecologica**, v. 19, n. 4, p. 395–404, jul. 1998. .

OLIVEIRA, A. *et al.* Long-term effects of grazing on the biological, chemical, and physical soil properties of the Caatinga biome. **Microbiological Research**, v. 253, p. 126893, 1 dez. 2021.

ORIHUELA, A.; SOLANO, J. J. Grazing and browsing times of goats with three levels of herbage allowance. **Applied Animal Behaviour Science**, v. 61, n. 4, p. 335–339, jan. 1999.

PAN, F. *et al.* Effects of grazing intensity on soil nematode community structure and function in different soil layers in a meadow steppe. **Plant and Soil**, v. 471, n. 1-2, p. 33–46, 18 ago. 2021.

PENNINGTON, R. T.; LAVIN, M.; OLIVEIRA-FILHO, A. Woody Plant Diversity, Evolution, and Ecology in the Tropics: Perspectives from Seasonally Dry Tropical Forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, n. 1, p. 437–457, 1 dez. 2009.

PENNINGTON, R.; PRADO, D. E.; PENDRY, C. A. Neotropical Seasonally Dry Forests and Quaternary Vegetation Changes. **Journal of Biogeography**, v. 27, n. 2, p. 261–273, mar. 2000.

PEREVOLOTSKY, A. *et al.* Diet selection in dairy goats grazing woody Mediterranean rangeland. **Applied Animal Behaviour Science**, v. 57, n. 1-2, p. 117–131, abr. 1998.

PETHERAM, L. *et al.* The wealth of the dry forests: can sound forest management contribute to the millennium development goals in Sub-Saharan Africa? **Forest Livelihood Briefs**, 2006.

POORTER, L. *et al.* Functional recovery of secondary tropical forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 118, n. 49, p. e2003405118, 7 dez. 2021.

PRASAD, N. K. Impact of Soil Bacteria on Biochemical Cycles. **Acta fytotechnica et zootechnica**, v. 27, n. 4, p. 351–365, 31 dez. 2024.

PRIYADARSHANI, S.; CHAWLA, P. Soil Microorganisms and their Role in Ecosystem Functioning. In: **Current Trends in Soil Science: Challenges and Innovations for Effective Ecosystem Management**. [s.l.] Interactive International Publisher, 2024. p. 51–59.

PULLEMAN, M. *et al.* Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services—an overview of European approaches. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 4, n. 5, p. 529–538, nov. 2012.

QIU, Y. *et al.* Climate warming suppresses abundant soil fungal taxa and reduces soil carbon efflux in a semi-arid grassland. **mLife**, v. 2, n. 4, p. 389–400, 1 dez. 2023.

REID, R.; GALVIN, K.; KRUSKA, R. Global Significance of Extensive Grazing Lands and Pastoral Societies: An Introduction. In: **Fragmentation in Semi-Arid and Arid Landscapes**. [s.l.] Springer, 2008. p. 1–24.

RIBEIRO, E. M. S. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 3, p. 611–620, 25 mar. 2015.

RIPPLE, W. J. *et al.* Ruminants, climate change and climate policy. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 1, p. 2–5, 2013.

ROONEY, T. P.; WALLER, D. M. Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. **Forest Ecology and Management**, v. 181, n. 1-2, p. 165–176, ago. 2003.

RUDEL, T. K. The Dynamics of Deforestation in the Wet and Dry Tropics: A Comparison with Policy Implications. **Forests**, v. 8, n. 4, p. 108, 5 abr. 2017.

RUIZ, E. B.; BANUET, A. V. Efecto de la exclusión de ganado en dos especies palatables del matorral xerófilo del Valle de Tehuacán, México. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 83, n. 4, p. 1145–1151, 12 dez. 2012.

SAGAR, R.; SINGH, J. S. Local plant species depletion in a tropical dry deciduous forest of northern India. **Environmental Conservation**, v. 31, n. 1, p. 55–62, mar. 2004.

SALA, O. E. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. **Science**, v. 287, n. 5459, p. 1770–1774, 10 mar. 2000.

SALGADO-LUARTE, C. *et al.* Goat grazing reduces diversity and leads to functional, taxonomic, and phylogenetic homogenization in an arid shrubland. **Land Degradation & Development**, v. 30, n. 2, p. 178–189, 19 nov. 2018.

SAMPAIO, W.B. *et al.* Perspectivas para a Caprinocultura no Brasil: o Caso de Pernambuco. XLIV Congresso da Sociedade Brasileira de Economia e Sociologia Rural, Fortaleza, Brazil. Questões Agrárias, Educação no Campo e Desenvolvimento, 2006.

SANCHEZ-AZOFEIFA, A. *et al.* Research Priorities for Neotropical Dry Forests. **Biotropica**, v. 37, n. 4, p. 477–485, 10 ago. 2005.

SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; PORTILLO-QUINTERO, C. Extent and Drivers of Change of Neotropical Seasonally Dry Tropical Forests. **Seasonally Dry Tropical Forests**, p. 45–57, 2011.

SÁNCHEZ-MORENO, S. *et al.* Microfaunal soil food webs in Mediterranean semi-arid agroecosystems. Does organic management improve soil health? **Applied Soil Ecology**, v. 125, p. 138–147, abr. 2018.

SCHRÖDER, J. M.; ÁVILA RODRÍGUEZ, L. P.; GÜNTER, S. Research trends: Tropical dry forests: The neglected research agenda? **Forest Policy and Economics**, v. 122, n. 102333, jan. 2021.

SCHULZ, K. *et al.* Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 367, p. 62–70, 1 maio 2016.

SCHULZ, K. *et al.* Grazing Reduces Plant Species Diversity of Caatinga Dry Forests in Northeastern Brazil. **Applied Vegetation Science**, v. 22, n. 2, p. 348–359, 1 abr. 2019.

SCHWARZ, B. *et al.* Warming alters energetic structure and function but not resilience of soil food webs. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 12, p. 895–900, 6 nov. 2017.

SEVERSON, K. E.; DEBANO, L. F. Influence of Spanish Goats on Vegetation and Soils in Arizona Chaparral. **Journal of Range Management**, v. 44, n. 2, p. 111, mar. 1991.

SHAJI *et al.* Adaptive capability as indicated by behavioral and physiological responses, plasma HSP70 level, and PBMC HSP70 mRNA expression in Osmanabadi goats subjected to combined (heat and nutritional) stressors. **International Journal of Biometeorology**, v. 60, n. 9, p. 1311–1323, 23 dez. 2015.

SHAO, Y. *et al.* Drivers of nematode diversity in forest soils across climatic zones. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 290, n. 1994, mar. 2023.

SILANIKOVE, N. Effects of heat stress on the welfare of extensively managed domestic ruminants. **Livestock Production Science**, v. 67, n. 1-2, p. 1–18, dez. 2000.

SILANIKOVE, N. Why goats raised on harsh environment perform better than other domesticated animals. *Options Mediterraneennes*, v. 34, p. 185-194, 1997.

SILVA, J. M. C. DA ; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. **Caatinga : The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. 1. ed. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 482

SILVA, J. M. C. DA; BARBOSA, L. C. F. Impact of Human Activities on the Caatinga. In: **Caatinga: the Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. [s.l.] Springer, 2017. p. 359–368.

STROH, P. A. *et al.* effects of extensive grazing on the vegetation of a landscape-scale restoration site. **European Journal of Ecology**, v. 7, n. 2, 5 jan. 2022.

SUTTIE, J. M. *et al.* Grasslands of the world. Rome: Food And Agricultural Organization Of The United Nations, 2005.

TRAP, J. *et al.* Ecological importance of soil bacterivores for ecosystem functions. **Plant and Soil**, v. 398, n. 1-2, p. 1–24, 19 set. 2015.

UGARTE, C.; ZABORSKI, E. **Soil Nematodes in Organic Farming Systems | eOrganic**. Disponível em: <<https://eorganic.org/node/4495>>.

VAN DEN HOOGEN, J. *et al.* Soil nematode abundance and functional group composition at a global scale. **Nature**, v. 572, n. 7768, p. 194–198, 24 jul. 2019.

VAN DER WAAL, C. *et al.* Large herbivores may alter vegetation structure of semi-arid savannas through soil nutrient mediation. **Oecologia**, v. 165, n. 4, p. 1095–1107, 12 jan. 2011.

VAZQUEZ, C. *et al.* The effects of increasing land use intensity on soil nematodes: A turn towards specialism. **Functional Ecology**, v. 33, n. 10, p. 2003–2016, 6 ago. 2019.

WALL-FRECKMAN, D.; HUANG, S. P. Response of the soil nematode community in a shortgrass steppe to long-term and short-term grazing. **Applied Soil Ecology**, v. 9, n. 1-3, p. 39–44, set. 1998.

WANG, B. *et al.* Grazing simplifies soil micro-food webs and decouples their relationships with ecosystem functions in grasslands. **Global Change Biology**, v. 26, n. 2, p. 960–970, out. 2019.

WANG, K.-H. . *et al.* Cattle grazing increases microbial biomass and alters soil nematode communities in subtropical pastures. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 7, p. 1956–1965, jul. 2006.

WANG, X. *et al.* Grazing induces direct and indirect shrub effects on soil nematode communities. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 121, p. 193–201, 1 jun. 2018.

WASILEWSKA, L. Soil Invertebrates as bioindicators, with Special Reference to soil-inhabiting Nematodes. **Russian Journal of Nematology**, v. 5, n. 2, p. 113–126, 1997.

WORLD WILDLIFE FUND (WWF). **Tropical and subtropical dry broadleaf forests | Biomes** | WWF. Disponível em: <<https://www.worldwildlife.org/biomes/tropical-and-subtropical-dry-broadleaf-forests>>. Acesso em: 5 fev. 2025.

XIE, L. *et al.* Reproductive effort of *Caragana microphylla* under long-term grazing exclusion in a semi-arid grassland. **Grassland Science**, v. 67, n. 4, p. 328–336, 3 maio 2021.

YADAV, S. L.; BHARGAVA, A.; TATER, A. Climate Change Impacts on Soil Ecosystems. In: **Current Trends in Soil Science: Challenges and Innovations for Effective Ecosystem Management**. [s.l.] Interative International Publisher, 2024. p. 73–82.

YANG, H. *et al.* Response of soil microbial α -diversity to grazing in grassland ecosystems: A meta-analysis. **Land Degradation & Development**, v. 35, n. 2, 10 out. 2023.

YEATES, G. W. *et al.* Feeding Habits in Soil Nematode Families and Genera—An Outline for Soil Ecologists. **Journal of Nematology**, v. 25, n. 3, p. 315, set. 1993.

YEATES, G. W. Modification and qualification of the nematode maturity index. **Pedobiologia**, v. 38, n. 2, p. 97–101, 1 mar. 1994.

YEATES, G. W. The diversity of soil nematode faunas. **Pedobiologia**, v. 10, n. 1, p. 104–107, 1 jan. 1970.

ZEDER, M.; HESSE, B. The Initial Domestication of Goats (*Capra hircus*) in the Zagros Mountains 10,000 Years Ago. **Science**, v. 287, n. 5461, p. 2254–2257, 24 mar. 2000.

ZHANG, S. *et al.* Effects of long-term tillage on carbon partitioning of nematode metabolism in a Black soil of Northeast China. **Applied Soil Ecology**, v. 138, p. 207–212, 1 jun. 2019.

ZHANG, X. *et al.* Community composition, diversity and metabolic footprints of soil nematodes in differently-aged temperate forests. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 80, p. 118–126, 1 jan. 2015.

ZHANG, X. *et al.* Ecosystem services of the soil food web after long-term application of agricultural management practices. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 111, p. 36–43, ago. 2017.