



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS**  
**DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

**MÔNICA DA SILVA SANTANA**

**DIFERENTES USOS DA TERRA EM AMBIENTE SEMIÁRIDO: IMPACTOS**  
**SOBRE PARÂMETROS ECOLÓGICOS**

**FORTALEZA**

**2021**

MÔNICA DA SILVA SANTANA

DIFERENTES USOS DA TERRA EM AMBIENTE SEMIÁRIDO: IMPACTOS SOBRE  
PARÂMETROS ECOLÓGICOS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, da Universidade Federal do Ceará, como requisito para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Profa. Dra. Eunice Maia de Andrade

Coorientadora: Dra. Vanderlise Giongo

FORTALEZA

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- S223d Santana, Mônica da Silva.  
Diferentes usos da terra em ambiente semiárido : impactos sobre parâmetros ecológicos / Mônica da Silva Santana. – 2021.  
110 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Fortaleza, 2021.  
Orientação: Profa. Dra. Eunice Maia de Andrade.  
Coorientação: Profa. Dra. Vanderlise Giongo.
1. agrossistemas. 2. alocação de recursos. 3. biomassa aérea e radicular. 4. carbono e nutrientes. 5. fauna do solo. I. Título.

CDD 577

---

MÔNICA DA SILVA SANTANA

DIFERENTES USOS DA TERRA EM AMBIENTE SEMIÁRIDO: IMPACTOS SOBRE  
PARÂMETROS ECOLÓGICOS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, da Universidade Federal do Ceará, como requisito para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 12/03/2021

BANCA EXAMINADORA

---

Profª. Dra. Eunice Maia de Andrade (Orientadora)  
Universidade Federal do Ceará-UFC

---

Prof. Dr. Tiago Osório Ferreira  
Universidade Federal do Ceará (UFC) - Universidade de São Paulo (USP)

---

Dra. Maria Elizabeth Fernandes Correia  
Embrapa Agrobiologia

---

Prof. Dr. Everardo Valadares de Sá Barretto Sampaio  
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

---

Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes  
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

À Deus e toda a minha família  
As pessoas que preservam às obras do criador  
A todos que estiveram presentes nessa jornada  
Dedico

## AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001”.

À Deus pelo dom da vida e toda a providência nos momentos que mais precisei. Pelo discernimento, sabedoria, amor, força e coragem que me fizeram chegar até aqui e pelas pessoas especiais que conheci ao logo desse percurso. Obrigada por cuidar de mim. A Ele toda Honra e toda Glória!

Aos meus pais Maria Edinilda e Manoel Espedito por serem meu porto seguro e minha força! Aos meus irmãos Maurício, Marisa e Maurílio por estarem sempre ao meu lado me apoiando em todas as decisões e desafios. Aos meus avós Francisco e Maria do Socorro pelo exemplo de fé e liderança. Aos meus tios, tias, primos e primas pela alegria, paz e motivação. Ao meu esposo José Luíz por todo amor, palavras de incentivo e troca de conhecimentos que me ajudaram a seguir em frente. As cunhadas e cunhado Thaíse, Davi e Wandra por todo apoio, dedicação e amizade!

A minha orientadora Profa. Eunice Maia de Andrade por toda a troca de conhecimentos e incentivo nesses 4 anos de caminhada, pelos puxões de orelha que tanto precisei, reuniões noturnas, estatísticas e principalmente por aceitar me orientar, mesmo sem me conhecer. Obrigada por ser essa grande profissional que inspira a tantos!

Um agradecimento mais que especial a Dra. Vanderlise Giongo minha mãe na ciência, amiga, confidente e orientadora de vida! Por acreditar sempre no meu potencial e me desafiar a aprender mais a cada dia. Pelo ser humano maravilhoso que a senhora é! sempre disposta a ajudar o próximo e pelo exemplo de mulher guerreira e perseverante na busca de seus sonhos e objetivos. Muito obrigada por tudo que a senhora representa na minha vida!

Aos pesquisadores e professores que ao longo da minha trajetória acadêmica transmitiram seus conhecimentos e me incentivaram a ser melhor: Helena, Regina, Claudemiro, Tony, Alessandra, Davi, Nilvaldo, Jony, Diana, Gava, Magnus, Magna, Zé Maria, Pinheiro, Rômulo, Everardo, Flávio, Fernando, Mantovani, Tiago, Maria Elizabeth, Mirian, Cláudia, Suzana e Thesca.

À Embrapa Semiárido e todas as equipes de campo, laboratório, administrativo e serviços gerais que sempre me apoiaram e se dedicaram na conclusão das atividades de pesquisa, em especial a Cozão, Genival, Luís Henrique, Manoel, Severino, Hélio, Rodrigo, Guy, Canarinho, Zé Antônio, João do transporte, Nery, Jaqueline, Helinho, Sr. Adalberto, Nel, Alexandre, Hebert, Luís Tertuliano, Marcos e toda a querida equipe da limpeza.

Aos bolsistas e estagiários que ao longo dos anos trocamos conhecimentos e força de trabalho na equipe de Dra. Vanderlise, levo sempre o aprendizado que adquirimos juntos: Izana, Wilis, Emylly, Sheila, Vandão, Francisco, Ednailson, Cleverson, Claudemiro, Tamires, Wesley, Cloves, Janaína, Tarcísio, Larissa, Lincoln, Indira, Mariana, Vanessa, Angelúcia, Isabel, Ádila, Milena, Kerolly, Bruna, Tati, Vitorinha, Vanderson, Antônio, Maria do Socorro, Lúcia e Echeley.

Em especial a Cris, Poli e Vitória por me acolherem tão bem em Fortaleza (foi Deus que colocou vocês na minha vida), pela convivência harmoniosa, as sextas de happy hour e nossas conversas engraçadas. Aos amigos queridos que o PPGERN me trouxe: Hélio, Luana, Robson, Fernandinha, Claudinha, Elvis, Fred, James, Xavier, Gabi, Cris, Kássio, Margarida, Sérgio, Andro, Livânio, Valéria, Daiane, Magno, Jozineudo, Marcinha, Fernando, Diego, Dalva, toda a turma de 2018 e tantos outros pela amizade e troca de conhecimentos ecológicos na sala de aula, nos corredores, no RU ou na salinha de estudos. Aos queridos amigos do DENA: Erich, Diego, Emanuel, Fredson, Fernanda, Raí, Giba, Wilner, Janaína, Úrsula, Zezinho, Jairo, Glauber e Juliana pela amizade e ajuda nos desafios científicos.

A Angel, Vanessa e Cloves que nessa trajetória do doutorado estiveram ao meu lado e dividiram os desafios, lágrimas e vitórias alcançadas. Obrigada pelas palavras que tanto me ajudaram!

Às amigas e amigos que onde quer que eu vá levarei no coração: Patrícia, Francimara, Alessandra, Bentildes, Camila, Sandra, Vanésia, Anny, Jéssica (Kinha), Daniel, Peixão, Joabe, Ingrid, Dona Luzia, Jhon e toda família Santos, Rafinha, Dona Gercina, Fabiano, Genison, Gilvan, Carolzita, Natache, Eliza, Andreia, Nilson, Dieguito, Gaby, Mona<sup>3</sup>, Benaia, Edilândia, Kennedy, Balinha e muitos outros, obrigada pelos ensinamentos de vida.

Aos meus queridos professores da Escola NM-11, por me ensinarem desde a infância o valor do aprendizado e hoje fazemos parte da mesma equipe, obrigada a todos por me receberem tão bem e me ajudarem a realizar meus objetivos. A comunidade do Projeto N-11 lugar que nasci, cresci e me desenvolvi. A todos os amigos que me deram palavras de incentivo em cada batalha e sempre acreditaram na realização desse sonho.

A todos que direta ou indiretamente me apoiaram, torceram por mim, deram palavras de força e contribuíram para a realização de mais uma conquista.

**MUITO OBRIGADA!**

“Amai a justiça, vós que governais a terra, tende para com o senhor sentimentos perfeitos, e procurai-o na simplicidade do coração, porque ele é encontrado pelos que o não tentam, e se revela aos que não lhe recusam sua confiança” (Livro da Sabedoria 1, 1-2).

Sertão: é dentro da gente. (Guimarães Rosa, 1994, p. 435).



## RESUMO

Ao longo do desenvolvimento das civilizações diferentes práticas de manejo dos recursos naturais têm sido utilizadas, causando impactos diversos nos ecossistemas. No Semiárido brasileiro, a intensificação da mudança do uso da terra ocorreu com a introdução da pecuária e da agricultura de sequeiro, com cultivo de espécies de ciclo curto. No entanto, com o avanço tecnológico, os corpos hídricos foram utilizados para irrigar fruteiras que possuem alto valor agregado. A conversão da Caatinga em diferentes agrossistemas, principalmente monocultivos, causa impactos sobre as interações ecológicas e os recursos naturais. Assim, o objetivo do presente estudo é analisar como a mudança do uso da terra está impactando os parâmetros ecológicos em ambiente semiárido. O estudo foi realizado em dez usos da terra para determinação da biomassa vegetal total, relação raiz:parte aérea, distribuição do sistema radicular ao longo do perfil do solo, estoques de C e de N, interações e concentrações de C e nutrientes no solo e os efeitos das variáveis do solo e do clima sobre a fauna do solo. A manga apresentou as maiores biomassas acima do solo e das raízes: 34,2 e 91,3 Mg ha<sup>-1</sup>. A caatinga preservada foi a segunda em biomassa aérea: 25,1 Mg ha<sup>-1</sup>, comparado a 9 a 14,1 Mg ha<sup>-1</sup> da caatinga aberta e culturas permanentes e 3,0 a 11,8 Mg ha<sup>-1</sup> das gramíneas e culturas anuais. A caatinga preservada e aberta, as culturas anuais e a palma forrageira tiveram relações raiz:parte aérea abaixo de 1, enquanto os outros sistemas tiveram relações > 1, especialmente a manga (2,7). A maioria dos sistemas tiveram raízes concentradas na camada de 0-15 cm. Embora as culturas irrigadas possam acumular mais biomassa do que a floresta nativa, a substituição por mangueiras levou a uma grave depleção nos estoques de C e N do solo, e todos os outros sistemas também perderam C e N do solo. As raízes mais rasas do capim-buffel e da palma forrageira levaram a perdas de C (7 e 18%) e N (7 e 20%, respectivamente) e acúmulos de P, Ca e Mg nas camadas mais profundas. As culturas irrigadas reduziram os estoques de C e N do solo. O uso de fertilizantes nos cultivos de feijão e videira aumentou os estoques de P e K do solo. A atividade de detritívoros e predadores foi predominante na camada de 0-20 cm (monólitos), enquanto a abundância de herbívoros e microbívoros foi maior na superfície do solo (armadilhas). Áreas agrícolas irrigadas apresentaram maior abundância de fauna do solo e uma estrutura comunitária diferente da floresta nativa e pastagem, devido à disponibilidade contínua de água. O conhecimento dos processos ecológicos em escala local nos ambientes semiárido permite definir estratégias de manejo dos solos, como incorporação de leguminosas em pastagens plantadas, aumento de resíduos orgânicos, principalmente em cultivos de mangueira e manutenção da fauna do solo nos agrossistemas. Com estas estratégias é possível

reduzir os impactos negativos da mudança do uso da terra nos ambientes semiáridos e promover maior sustentabilidade na produção de alimentos.

**Palavras-chave:** agrossistemas; alocação de recursos; biomassa aérea e radicular; carbono e nutrientes; fauna do solo.

## ABSTRACT

Throughout the development of civilizations, different practices for managing natural resources have been used, causing diverse impacts on ecosystems. In the Brazilian semiarid region, the intensification of land use change occurred with the introduction of livestock farming and dryland agriculture, with the cultivation of short-cycle species. However, with technological advances, water bodies were used to irrigate fruit trees that have high added value. The conversion of the Caatinga into different agrosystems, mainly monocultures, causes impacts on ecological interactions and natural resources. Thus, the objective of this study is to analyze how land use change is impacting ecological parameters in a semiarid environment. The study was carried out in ten land uses to determine total plant biomass, root:shoot ratio, distribution of the root system along the soil profile, C and N stocks, interactions and C concentrations and nutrients in the soil, and the effects of the soil and climate variables on soil fauna. Mango had the highest aboveground and root biomass: 34.2 and 91.3 Mg ha<sup>-1</sup>. Preserved caatinga was second in aboveground biomass: 25.1 Mg ha<sup>-1</sup>, compared to 9 to 14.1 Mg ha<sup>-1</sup> for open caatinga and permanent crops and 3.0 to 11.8 Mg ha<sup>-1</sup> for grasses and annual crops. Preserved and open caatinga, annual crops and forage cactus had root:shoot ratios below 1, while the other systems had ratios > 1, especially mango (2.7). Most systems had roots concentrated in the 0-15 cm layer. Although irrigated crops can accumulate more biomass than native forest, replacement by mangoes led to a severe depletion in soil C and N stocks, and all other systems also lost soil C and N. The shallower roots of buffel grass and forage cactus led to losses of C (7 and 18%) and N (7 and 20%, respectively) and accumulations of P, Ca, and Mg in deeper layers. Irrigated crops reduced soil C and N stocks. The use of fertilizers in bean and grapevine crops increased soil P and K stocks. The activity of detritivores and predators was predominant in the 0-20 cm layer (monoliths), while the abundance of herbivores and microbivores was greater at the soil surface (traps). Irrigated agricultural areas presented greater abundance of soil fauna and a community structure different from native forest and pasture, due to the continuous availability of water. Knowledge of ecological processes at a local scale in semiarid environments allows the definition of soil management strategies, such as incorporation of legumes in planted pastures, increase of organic residues, mainly in mango crops, and maintenance of soil fauna in agroecosystems. These strategies can reduce the negative impacts of land use change in semiarid environments and promote greater sustainability in food production.

**Keywords:** agrosystems; resource allocation; aboveground and root biomass; carbon and nutrients; soil fauna.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> -----	<b>13</b>
<b>2</b>	<b>CAPÍTULO I - AGROSSISTEMAS IRRIGADOS E DE SEQUEIRO ALTERAM OS ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO DA BIOMASSA AÉREA E RADICULAR EM UM AMBIENTE SEMIÁRIDO?</b> -----	<b>18</b>
<b>2.1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> -----	<b>19</b>
<b>2.2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> -----	<b>21</b>
2.2.1	ÁREA DE ESTUDO-----	21
2.2.2	BIOMASSA ACIMA DO SOLO E DE RAÍZES DA VEGETAÇÃO NATIVA PRESERVADA E ABERTA-----	24
2.2.3	BIOMASSA AÉREA E RADICULAR DOS AGROSSISTEMAS-----	26
2.2.4	ANÁLISES ESTATÍSTICAS-----	27
<b>2.3</b>	<b>RESULTADOS</b> -----	<b>28</b>
2.3.1	BIOMASSA ACIMA DO SOLO E DA RAIZ E DISTRIBUIÇÃO VERTICAL-----	28
2.3.2	ESTOQUES DE C E N NA PARTE AÉREA E RADICULAR-----	30
<b>2.4</b>	<b>DISCUSSÃO</b> -----	<b>32</b>
2.4.1	BIOMASSA AÉREA E RADICULAR, ESTOQUES DE C E N E SUA RELAÇÃO COM OS ESTOQUES DO SOLO-----	32
2.4.2	ESTIMATIVAS PARA A REGIÃO SEMIÁRIDA BRASILEIRA-----	37
2.4.3	RAÍZES COMO O PRINCIPAL FATOR QUE IMPACTA O ESTOQUE DE C E N DO SOLO-----	38
<b>2.5</b>	<b>CONCLUSÃO</b> -----	<b>39</b>
<b>2.6</b>	<b>MATERIAL SUPLEMENTAR CAPÍTULO I</b> -----	<b>45</b>
<b>3</b>	<b>CAPÍTULO II - OS AGROSSISTEMAS ALTERAM OS ESTOQUES DE CARBONO E NUTRIENTES DO SOLO EM UM AMBIENTE SEMIÁRIDO?</b> -----	<b>48</b>
<b>3.1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> -----	<b>49</b>
<b>3.2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> -----	<b>50</b>
3.2.1	ÁREA DE ESTUDO-----	50
3.2.2	AMOSTRAGEM DE SOLO E ANÁLISE FÍSICA E QUÍMICA-----	53
3.2.3	ANÁLISE ESTATÍSTICA-----	54

<b>3.3</b>	<b>RESULTADOS</b> -----	54
<b>3.4</b>	<b>DISCUSSÃO</b> -----	59
<b>3.5</b>	<b>CONCLUSÃO</b> -----	62
<b>3.6</b>	<b>MATERIAL SUPLEMENTAR CAPÍTULO II</b> -----	67
<b>4</b>	<b>CAPÍTULO III - GRUPOS TRÓFICOS DA FAUNA DO SOLO NO SEMIÁRIDO: IMPACTOS DA MUDANÇA DO USO DA TERRA, SAZONALIDADE CLIMÁTICA E VARIÁVEIS AMBIENTAIS</b> -----	72
<b>4.1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> -----	73
<b>4.2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> -----	74
4.2.1	ÁREA DE ESTUDO-----	74
4.2.2	AMOSTRAGEM E PROCESSAMENTO DA FAUNA DO SOLO-----	79
4.2.3	COLETA E ANÁLISE DO SOLO-----	80
4.2.4	ANÁLISE ESTATÍSTICA-----	81
<b>4.3</b>	<b>RESULTADOS</b> -----	82
4.3.1	GRUPOS TRÓFICOS DA FAUNA DO SOLO-----	82
4.3.2	VARIÁVEIS DE SOLO E CLIMA E SUA INFLUÊNCIA NOS GRUPOS TRÓFICOS-----	86
<b>4.4</b>	<b>DISCUSSÃO</b> -----	87
4.4.1	GRUPOS TRÓFICOS DA FAUNA DO SOLO-----	87
4.4.2	VARIÁVEIS DE SOLO E CLIMA E SUA INFLUÊNCIA NOS GRUPOS TRÓFICOS-----	89
<b>4.5</b>	<b>CONCLUSÃO</b> -----	90
<b>4.6</b>	<b>MATERIAL SUPLEMENTAR CAPITULO III</b> -----	96
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES GERAIS</b> -----	97
	<b>REFERÊNCIAS</b> -----	98

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

O crescimento da população humana, a maior demanda por recursos naturais e os avanços tecnológicos têm resultado em maior pressão antrópica sobre os ecossistemas naturais e aumento das mudanças de uso das terras (Marques et al., 2019). A mudança do uso da terra altera o equilíbrio e a estabilidade dos ecossistemas naturais, causando impactos no ambiente que precisam ser minimizados (Popp et al., 2014). Produção primária líquida, alocação de recursos no sistema solo-planta, concentrações de C e nutrientes no solo e biodiversidade edáfica são parâmetros ecológicos impactados pela mudança do uso da terra (Lal et al., 2018; Ojima et al., 1994; Wu and Wang 2019).

Para atender à demanda por alimentos, a vegetação nativa tem sido convertida em pastos e campos agrícolas, abrangendo cerca de 32 e 17,6 milhões de quilômetros quadrados, respectivamente, perfazendo 37% das terras do mundo (World Bank, 2016). Essa mudança no uso da terra, promove a formação de agrossistemas que podem abranger desde um hectare até milhares de quilômetros quadrados. Globalmente, essas alterações antrópicas têm causado elevação da concentração de gases de efeito estufa na atmosfera, redução da biodiversidade e alterado os ciclos biogeoquímicos (Schmitz et al., 2012; Marques et al., 2019).

A conversão de áreas nativas em terras agrícolas afeta a maioria dos ecossistemas, incluindo as terras secas que abrangem 45% das terras globais, correspondendo a 6,7 bilhões de hectares (FAO, 2016; Právělie, 2017). Nas regiões secas, que abrigam cerca de 38% da população mundial (García-Palacios et al. 2019), os efeitos das mudanças do uso da terra são ainda mais acentuados. Dentre as terras secas, 37% correspondem as regiões semiáridas (índice de aridez entre 0,2 e 0,5). Nessas áreas, as pastagens representam 919 milhões de ha e a agricultura de sequeiro e irrigada a 420 milhões de ha (FAO, 2016). O déficit hídrico e as altas temperaturas tornam os ambientes semiáridos mais sensíveis e vulneráveis às atividades humanas e às variações climáticas (Huang et al., 2016 e 2017).

O Semiárido brasileiro que ocupa cerca de 12% do território nacional, tem como vegetação nativa a Caatinga, floresta tropical sazonalmente seca, que desde o século XVII vem sofrendo intervenções humanas mais acentuadas (Araújo Filho, 2013). Parte da biomassa da vegetação nativa é consumida por animais domésticos introduzidos, como bovinos, caprinos e ovinos, que pastam livremente nestas áreas. O super pastejo reduz a capacidade de regeneração da vegetação nativa, levando a degradação da Caatinga e acelerando o processo de desertificação (Araújo Filho, 2013; Schulz et al. 2016).

Na formação de sistemas pecuários, além da utilização das espécies nativas, espécies exóticas, como capim buffel, palma, leucena e gliricídia, foram introduzidas para aumentar a produção de biomassa e suprir a alimentação dos animais (Araújo Filho, 2013; Sacramento et al. 2013). Já nas áreas destinadas aos cultivos de sequeiro (predominantemente feijão e milho), a agricultura é itinerante. A vegetação nativa é retirada e a área é explorada até que a produção diminua (depois de 3 a 5 anos) quando é abandonada e nova área é desmatada (Salinas-Melgoza et al. 2017). Em regiões semiáridas que possuem fontes hídricas perenes a agricultura irrigada é utilizada (FAO, 2008). No Semiárido brasileiro, 348.402 hectares eram irrigados (Ferreira e Vieira Filho, 2020) e pela intensa produção agrícola, os impactos nessas áreas podem ser ainda mais significativos (Santos et al. 2019).

A comunidade científica vem estudando os efeitos da mudança do uso da terra em todos os ecossistemas mundiais. Dependendo da intensidade de uso, as propriedades químicas e estruturais do solo são modificadas e impactam a composição da biodiversidade edáfica em longa escala tempo (Dupouey et al., 2002). A mudança do uso da terra afeta diretamente a prestação de serviços ambientais, o bem-estar humano e o equilíbrio das interações bióticas e abióticas (Borelli et al., 2020; Hasan et al. 2020; Ojima et al., 1994).

Contudo, há uma lacuna do conhecimento de como o conjunto de parâmetros ecológicos são impactados pela introdução de agrossistemas pecuários e agrícolas no Semiárido brasileiro. Neste estudo, foi analisada uma caatinga preservada, que foi utilizada como área de referência por manter os princípios de estabilidade e equilíbrios das relações ecológicas, e cinco agrossistemas pecuários e quatro agrossistemas agrícolas. Os pecuários foram: (1) uma área de Caatinga degradada pastejada continuamente; (2) uma área de pasto com capim buffel (*Cenchrus ciliaris* L.), na qual os animais pastam diretamente; (3) uma área cultivada com palma (*Opuntia ficus indica* Mill.); (4) uma com gliricídia (*Gliricidia sepium* Jacq. (Walp.)); e (5) uma com leucena (*Leucaena leucocephala* Lam. De Wit.). As três últimas têm parte de sua biomassa retirada para alimentação animal. Os agrossistemas agrícolas foram: (1) feijão (*Phaseolus vulgaris* L.); (2) milho (*Zea Mays* L.); (3) videira (*Vitis vinifera* L.) e (4) mangueira (*Mangifera indica* L.). Apesar dos dois primeiros serem espécies de ciclo curto utilizadas em agricultura de sequeiro, foram plantadas sob irrigação.

Em todos os usos da terra foram analisadas as estratégias de alocação de biomassa aérea e radicular, produção total de biomassa, relação raiz:parte aérea, distribuição de raízes no perfil do solo, estoques de C e N no sistema solo-planta, concentrações e interações do carbono e macronutrientes no solo e biodiversidade edáfica. No sentido de responder a todas as questões levantadas e organizar o conhecimento gerado o estudo foi dividido em três capítulos.



O primeiro capítulo tem como objetivo compreender como está distribuída a alocação de recursos na mata nativa e nas principais culturas no Semiárido e como os estoques de C e N são sendo impactados no sistema solo-planta. O segundo capítulo trata de como a mudança no uso da terra impacta as interações, concentrações e os processos de perda e ganho de C, N, P, K, Ca e Mg no solo. O terceiro capítulo analisou o impacto das mudanças no uso do solo, da sazonalidade climática e das variáveis edafoclimáticas sobre os principais grupos tróficos da fauna edáfica no semiárido brasileiro.

Assim, o objetivo geral do estudo é analisar o impacto da mudança do uso da terra sobre os parâmetros ecológicos: biomassa área e radicular, estoques de C e N no sistema planta-solo, distribuição de nutrientes no solo e fauna edáfica. A principal hipótese é que os agrossistemas irrigados têm maior impacto na redução dos estoques de C e nutrientes que os agrossistemas pecuários, pela intensificação do uso da terra, contudo promovem a manutenção da fauna do solo pela disponibilidade hídrica adequada ao longo do ano. Com a elucidação dos efeitos ambientais causados pelos agrossistemas estabelecidos no semiárido brasileiro, pesquisadores, produtores e formuladores de políticas públicas podem planejar ações assertivas que mitiguem os impactos da mudança do uso da terra.

## REFERÊNCIAS

- ARAÚJO FILHO, J.A. **Manejo pastoril sustentável da Caatinga**, Projeto Dom Elder. Recife. 2013.
- BORRELLI, Pasquale et al. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 36, p. 21994-22001, 2020.
- DUPOUEY, Jean-Luc et al. Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. **Ecology**, v. 83, n. 11, p. 2978-2984, 2002.
- FAO. **Water and cereals in drylands**. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Earthscan, Rome, Italy, 2008.
- FAO. **Trees, forests and land use in drylands: The first global assessment**. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 2016.
- FERREIRA, Zenaide Rodrigues; VIEIRA FILHO, José Eustáquio Ribeiro. **Avaliação da presença institucional da política pública de irrigação no semiárido brasileiro**. Texto para Discussão, 2020.
- GARCÍA-PALACIOS, Pablo et al. Ecological intensification of agriculture in drylands. **Journal of arid environments**, v. 167, p. 101-105, 2019.
- HASAN, Shaikh Shamim et al. Impact of land use change on ecosystem services: A review. **Environmental Development**, v. 34, p. 100527, 2020.
- HUANG, Jianping et al. Drylands face potential threat under 2 C global warming target. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 6, p. 417-422, 2017. doi:10.1038/NCLIMATE3275.
- HUANG, Jianping et al. Accelerated dryland expansion under climate change. **Nature climate change**, v. 6, n. 2, p. 166-171, 2016. doi:10.1038/NCLIMATE2837.
- LAL, Rattan. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global change biology**, v. 24, n. 8, p. 3285-3301, 2018. doi:10.1111/gcb.14054.
- MARQUES, Alexandra et al. Increasing impacts of land use on biodiversity and carbon sequestration driven by population and economic growth. **Nature ecology & evolution**, v. 3, n. 4, p. 628-637, 2019. doi:10.1038/s41559-019-0824-3.
- OJIMA, D. S.; GALVIN, K. A.; TURNER, B. L. The global impact of land-use change. **BioScience**, v. 44, n. 5, p. 300-304, 1994.
- OLIVEIRA, Camila V. et al. Carbon and nitrogen stock of Acrisols and Nitisols in South Bahia, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 16, p. e00218, 2019.
- POPP, Alexander et al. Land-use protection for climate change mitigation. **Nature Climate**

**Change**, v. 4, n. 12, p. 1095-1098, 2014. doi:10.1038/NCLIMATE2444

PRĂVĂLIE, Remus. Drylands extent and environmental issues. A global approach. **Earth-Science Reviews**, v. 161, p. 259-278, 2016. doi:10.1016/j.earscirev.2016.08.003.

ROSA, João Guimarães. Grande sertão: veredas. **Editora Nova Aguilar**, 1994.

SABEDORIA, Capítulo 1, versículos 1 a 2, **Bíblia**.

SACRAMENTO, José Augusto Amorim Silva do et al. Soil carbon and nitrogen stocks in traditional agricultural and agroforestry systems in the semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 784-795, 2013. doi:10.1590/S0100-06832013000300025.

SALINAS-MELGOZA, Miguel Angel et al. Carbon emissions from dryland shifting cultivation: a case study of Mexican tropical dry forest. **Silva Fennica**, v. 51, n. 1B, 2017.

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

World Bank. 2016. Agricultural land. Disponível em:  
<https://data.worldbank.org/ndicator/ag.lnd.agri.zs>. Acesso em 7 de maio de 2019.

WU, Pengfei; WANG, Changting. Differences in spatiotemporal dynamics between soil macrofauna and mesofauna communities in forest ecosystems: the significance for soil fauna diversity monitoring. **Geoderma**, v. 337, p. 266-272, 2019. doi:10.1016/j.geoderma.2018.09.031.

## 2 CAPÍTULO I

## TRABALHO PUBLICADO NA JOURNAL OF ARID ENVIRONMENTS

Journal of Arid Environments 224 (2024) 105223



Contents lists available at ScienceDirect

Journal of Arid Environments

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/jaridenv](http://www.elsevier.com/locate/jaridenv)

Do irrigated and rainfed agrosystems change aboveground and root carbon and nitrogen stocks in a semiarid environment?

Mônica Silva Santana<sup>a,\*</sup>, Vanderlise Giongo<sup>b</sup>, Everardo Valadares de Sá Barretto Sampaio<sup>c</sup>, Eunice Maia de Andrade<sup>a,d</sup>

<sup>a</sup> Pos Graduate Ecology and Natural Resources, Department of Biology, Pici Campus, Federal University of Ceará, Zip Code: 60440-900, Fortaleza, CE, Brazil

<sup>b</sup> Brazilian Agricultural Research Corporation (Embrapa), Brazil

<sup>c</sup> Departamento de Energia Nuclear, Federal University of Pernambuco, Zip Code: 50740-540, Recife, PE, Brazil

<sup>d</sup> Pos Graduate Ecology and Natural Resources, Department of Agricultural Engineering, Pici Campus, Federal University of Ceará, Zip Code: 60440-900, Fortaleza, CE, Brazil

## AGROSSISTEMAS IRRIGADOS E DE SEQUEIRO ALTERAM OS ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO DA BIOMASSA AÉREA E RADICULAR EM UM AMBIENTE SEMIÁRIDO?

### RESUMO

A determinação da biomassa da parte aérea e das raízes e dos estoques de carbono (C) e nitrogênio (N) em diferentes ecossistemas é crucial para propor medidas adaptativas para reduzir a emissão de gases de efeito estufa. Dados sobre diferentes usos da terra em regiões semiáridas são escassos, especialmente de sistemas irrigados. Nesse estudo, comparamos as biomassas de quatro sistemas de agricultura irrigada (feijão, milho, videira e manga) e quatro sistemas para alimentação animal de sequeiro (capim-buffel, palma forrageira, gliricídia e leucena) com a floresta tropical seca preservada e aberta (Caatinga) usada como pasto. A biomassa da caatinga foi estimada por alometria e as biomassas dos outros sistemas pelo método destrutivo. As biomassas das raízes foram determinadas em camadas até 100 cm. A manga apresentou as maiores biomassas acima do solo e das raízes: 34,2 e 91,3 Mg ha<sup>-1</sup>. A caatinga preservada foi a segunda em biomassa aérea: 25,1 Mg ha<sup>-1</sup>, comparado a 9 a 14,1 Mg ha<sup>-1</sup> da caatinga aberta e culturas permanentes e 3,0 a 11,8 Mg ha<sup>-1</sup> das gramíneas e culturas anuais. A

caatinga preservada, gliricídia e capim-buffel formaram o segundo grupo em biomassa de raízes (23,7 a 25,1 Mg ha<sup>-1</sup>), enquanto todos os outros sistemas tiveram menos de 13,5 Mg ha<sup>-1</sup>. A caatinga preservada e aberta, as culturas anuais e a palma forrageira tiveram relações raiz:parte aérea abaixo de 1, enquanto os outros sistemas tiveram relações > 1, especialmente a manga (2,7). A maioria dos sistemas tiveram raízes concentradas na camada de 0-15 cm, mas as culturas permanentes, exceto a palma forrageira, concentraram cerca de metade de suas raízes em camadas mais profundas. As concentrações de C (34,2 a 46,6%) e N (0,6 a 3,4%) variaram menos que as biomassas. A biomassa radicular foi o fator vegetal mais correlacionado com os estoques de C e N do solo. Embora as culturas irrigadas possam acumular mais biomassa do que a floresta nativa, a substituição por mangueiras levou a uma grave depleção nos estoques de C e N do solo, e todos os outros sistemas também perderam C e N do solo. Assim, na busca por sistemas agrícolas mais sustentáveis ambientalmente, estratégias de manejo como adubo verde e diversificação de culturas devem ser adotadas para manter os estoques de C e N da planta e do solo semelhantes aos da vegetação nativa.

**Palavras-chave:** estoque de biomassa; relação raiz:parte aérea; distribuição de raízes; razão C:N; sistema planta-solo.

## 2.1 INTRODUÇÃO

Os estoques de carbono (C) e nitrogênio (N) de plantas e solos em diferentes ecossistemas são globalmente importantes porque são componentes chave na produção e sequestro dos principais gases de efeito estufa, influenciando diretamente o aquecimento global e as mudanças climáticas (Lal, 2018; Yang et al., 2018). Esses estoques são impactados por mudanças antrópicas no uso da terra (Lal, 2018), como a substituição de florestas nativas por pastagens e/ou campos agrícolas, alterando a produção primária líquida e os fluxos de C e N no sistema planta-solo (Luo et al., 2017). Os estoques e suas mudanças com diferentes usos da terra foram estimados em diferentes níveis, do global ao local (Kopittke et al., 2017; Santana et al., 2019), mas dados ainda são necessários para refinar estimativas de estoques acima e abaixo do solo (Menezes et al., 2021), principalmente em áreas semiáridas (Qi et al., 2019) que cobrem 16% das terras do mundo (Právělie, 2016).

Dados de estoque de biomassa são mais comuns na parte aérea do que radicular (Cairns et al., 1997; Mokany et al., 2006; Menezes et al., 2021). Dados de biomassa de parte aérea e raiz e relação raiz:parte aérea (Costa et al., 2014; Albuquerque et al., 2015) e C e N do solo

(Menezes et al., 2021; Santos et al., 2021; Santana et al., 2019, 2022) para a floresta tropical sazonalmente seca (Caatinga) da região semiárida brasileira começaram a se acumular na última década. Os estoques de C e N do solo são reduzidos em 7 a 70% e 3 a 66%, respectivamente, quando a floresta nativa é substituída por campos agrícolas (Santana et al., 2022), como ocorre em outras áreas do mundo (Kopittke et al., 2017). A biomassa aérea (20 a 44%) e radicular (39 a 91%) de pastagens e culturas anuais também são reduzidas em relação à floresta nativa (Menezes et al., 2021). Entretanto, estudos na região brasileira não incluíram culturas perenes de sequeiro e culturas perenes ou anuais irrigadas. Informações sobre essas culturas podem ajudar agricultores e formuladores de políticas públicas a desenvolver estratégias de manejo apropriadas, maximizando esses estoques e mitigando o impacto da ação humana em sistemas terrestres.

A distribuição das raízes no perfil do solo em florestas nativas e agroecossistemas indica adaptações para adquirir água e nutrientes por diferentes espécies (Fan et al., 2016). Além disso, a biomassa radicular modifica a estrutura do solo, aumentando o conteúdo de matéria orgânica, a porosidade e a retenção de água (Sainju et al., 2017; Waring e Powers, 2017). O crescimento das raízes é geralmente maior nas camadas superficiais do solo devido à maior disponibilidade de nutrientes; no entanto, o crescimento em ambientes de clima seco pode ser maior nas camadas subsuperficiais (Uddin et al., 2018). Entender como os sistemas radiculares de florestas nativas e de sistemas agrícolas e pecuários são distribuídos gera conhecimento estratégico sobre aquisição de água e nutrientes, bem como potencial deposição de C e N.

A biomassa radicular tem sido frequentemente estimada pela relação raiz:parte aérea (Mokany et al., 2006). Essa relação indica onde a planta está alocando seus recursos (Yang et al., 2018). A distribuição de C e N na planta é um importante impulsionador dos estoques de C e N do solo (Cairns et al., 1997), uma vez que o C do solo derivado das raízes tem um tempo de residência mais longo do que o derivado da biomassa acima do solo, principalmente devido à proteção físico-química dos tecidos radiculares em horizontes profundos (Rasse et al., 2005).

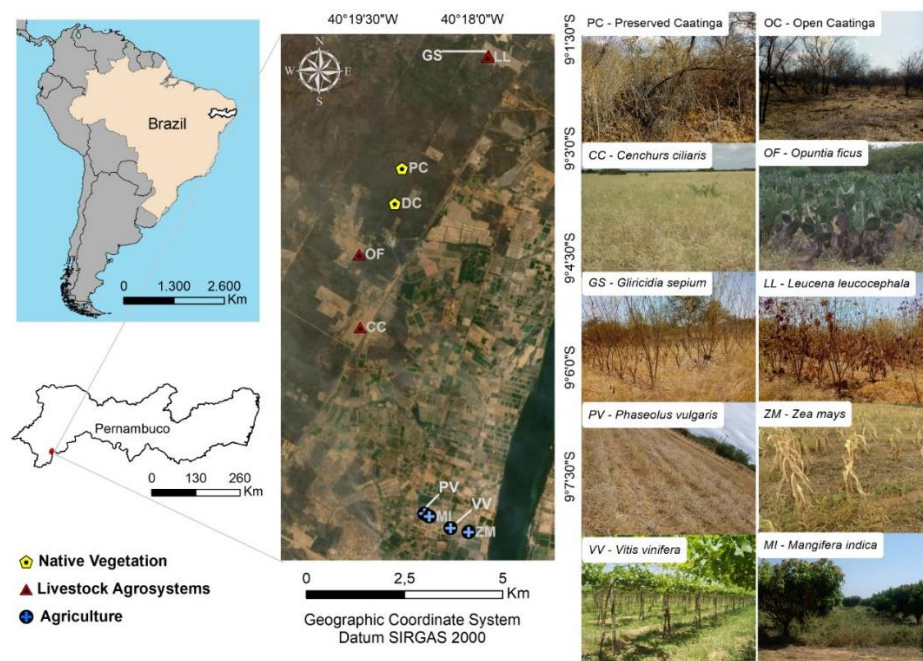
Diante disso, este estudo pretende responder às seguintes questões a fim de contribuir para o corpo de conhecimento sobre a influência da mudança do uso da terra na biomassa acima do solo e da raiz e nos estoques de C e N do solo em áreas semiáridas tropicais: (1) Os estoques de C e N em sistemas de cultivo de sequeiro e irrigados aumentam ou diminuem em relação à vegetação nativa? (2) Como a biomassa da raiz é distribuída ao longo do perfil do solo nesses sistemas? e (3) Como esses estoques de plantas estão relacionados aos estoques de C e N do solo? Nossas hipóteses são: 1) a remoção da floresta nativa reduz a biomassa vegetal e os estoques de C e N nos sistemas de sequeiro, mas pode aumentar em sistemas de cultivos

permanentes irrigados, uma vez que a limitação de água para o crescimento das plantas é reduzida; 2) a maior parte da biomassa das raízes em todos os sistemas está concentrada nas camadas superficiais do solo, mas as culturas permanentes irrigadas têm maiores proporções nas camadas subsuperficiais; e 3) as biomassas acima do solo e das raízes estão correlacionadas aos estoques de C e N do solo. O objetivo principal é elucidar como a alocação de recursos é distribuída na floresta nativa e nas principais culturas em uma floresta tropical sazonalmente seca, e como os estoques de C e N no sistema planta-solo estão sendo impactados.

## 2.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado nas Estações Experimentais (Caatinga e Bebedouro) da Embrapa Semiárido, no município de Petrolina, estado de Pernambuco, Brasil (Fig. 1). O solo é classificado como Argissolo Vermelho distrófico, segundo o sistema WRB (2014), com textura média/argilosa e relevo plano. O clima da região é BSh', segundo a classificação climática de Köppen, um clima semiárido quente com temperatura média mensal acima de 18°C no mês mais frio. A precipitação média anual é de 543 mm, com evaporação do tanque classe A de 2.699 mm ano<sup>-1</sup>. O índice de aridez de Thornthwaite é de 0,2, colocando a área no limiar entre semiárido e árido.



**Fig. 1.** Área de estudo e imagens de vegetação nativa (Caatinga), agrossistemas pecuários e agrícolas na Estação Experimental da Embrapa Semiárido no município de Petrolina, estado de Pernambuco, Brasil.

Os dez usos da terra predominantes na área foram investigados entre 2010 e 2011 (Tabela 1). Estes incluem cinco sistemas pecuários de sequeiro e quatro agroecossistemas irrigados. Um local de caatinga densa preservada foi usado como área de referência.

**Tabela 1.** Descrição das áreas de estudo.

Classificação	Uso da terra e abreviação	Nome Comum	Histórico da área
Floresta Nativa	Caatinga Preservada - PC	-	Vegetação nativa remanescente de aproximadamente 400 ha. Área sem intervenção humana em seu ecossistema natural. Espécies nativas indicadas no estudo de Lima Júnior et al. (2014).
Sistemas pecuários	Caatinga aberta - OC	-	Área (10 ha) desmatada em 1983 para plantio de <i>Prosopis juliflora</i> até 1989, quando foi abandonada e usada como pasto. Atualmente possui ervas colonizadoras e plantas arbustivas, como: <i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir., <i>Bauhinia cheilantha</i> Bong. Steud e <i>Manihot pseudoglaziovii</i> Pax & K.Hoffm.
	<i>Cenchrus ciliaris</i> L. - CC	Capim Buffel	Pastagem com 30 ha plantada em 1977 após a remoção da vegetação nativa. A área não recebeu aplicação de fertilizantes. Os animais pastam na área na estação seca. A biomassa da parte aérea e radicular foi amostrada no meio da estação chuvosa.
	<i>Opuntia ficus-indica</i> Mill. - OF	Palma	Área plantada em 1996, sem insumos externos. A biomassa do cladódio é removida ao longo da estação seca para alimentar o gado.
	<i>Gliricidia sepium</i> Jacq. (Walp.) - GS	Gliricídia	Plantado em 2000, sem insumos externos. Folhas e galhos verdes finos são removidos ao longo da estação seca para alimentar o gado.
	<i>Leucaena leucocephala</i> Lam. de Wit. - LL	Leucena	Plantado em 1993, sem insumos externos. Folhas e galhos verdes finos são removidos durante a estação seca para alimentar o gado.



Sistemas agrícolas irrigados	<i>Phaseolus vulgaris</i> L. - PV	Feijão	A vegetação nativa foi removida em 1988 e a banana foi plantada até 2000. Em seguida, foram introduzidas culturas irrigadas de ciclo curto: milho, melancia, cebola, mandioca, melão, abóbora e feijão. As aplicações de fertilizantes foram feitas anualmente, variando de 10 a 30 kg ha <sup>-1</sup> de N e 20 a 80 kg ha <sup>-1</sup> de P e K (Embrapa, 2017; Lopes e Faria, 1995). A irrigação variou de 0 mm no período sem plantio a 260 mm durante a floração (Embrapa, 2017). As biomassas da parte aérea e das raízes foram coletadas 60 dias após o plantio.
	<i>Zea mays</i> L. - ZM	Milho	Desmatado em 1986 e plantado com leucena e capim-elefante até 1996. Permaneceu em pousio por dois anos. Espécies de ciclo curto foram cultivadas desde 1998. Biomassas de brotos e raízes foram coletadas 60 dias após o plantio.
	<i>Vitis vinifera</i> L. - VV	Videira	Desmatado em 1986 para plantio de milho e feijão. Goiabeiras e posteriormente videiras foram plantadas entre 1992 e 2000. As aplicações anuais de fertilizantes variaram de 80 a 260 kg ha <sup>-1</sup> de N, 40 a 160 kg ha <sup>-1</sup> de P e 40 a 300 kg ha <sup>-1</sup> de K (Embrapa, 2016) e irrigação mensal de 27,8 a 210 mm, dependendo do estágio vegetativo da planta, precipitação e evapotranspiração.
	<i>Mangifera indica</i> L. - MI	Manga	Área desmatada em 1970 para plantio de oleaginosas e cebolas até 1998, quando foram plantadas mangueiras. Resíduos grandes de poda são retirados da área e resíduos finos são picados. A aplicação anual de fertilizantes variou de 30 e 120 kg ha <sup>-1</sup> de N, 20 e 150 kg ha <sup>-1</sup> de P e 30 e 250 kg ha <sup>-1</sup> de K (Silva, 2008) e irrigação mensal de 25,9 a 196,8 mm.

## 2.2.2 BIOMASSA ACIMA DO SOLO E DE RAÍZES DA VEGETAÇÃO NATIVA PRESERVADA E ABERTA

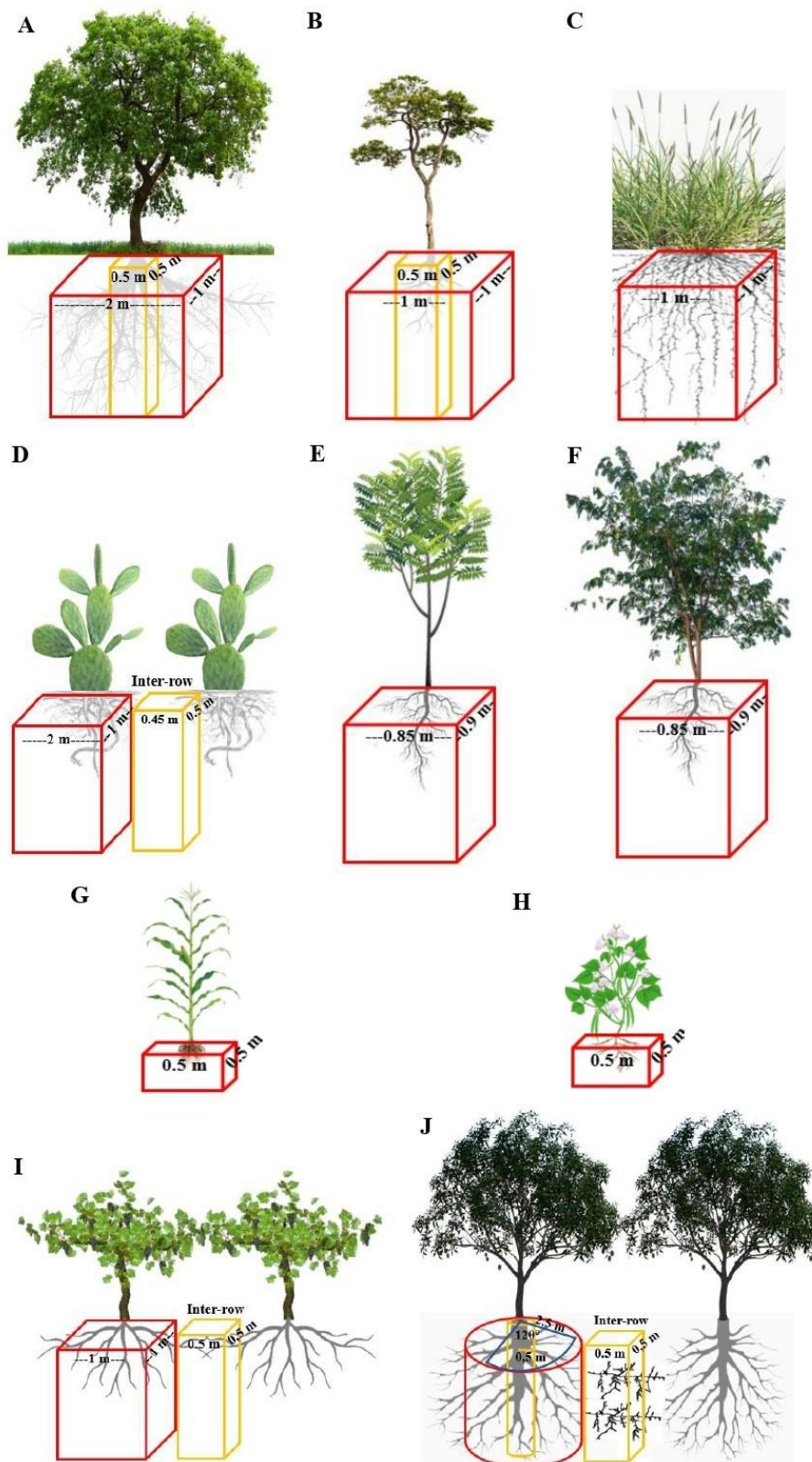
A biomassa média acima do solo da floresta nativa preservada e aberta foi estimada para todas as parcelas (400 e 10 ha, respectivamente) com base na equação desenvolvida por Lima Júnior et al. (2014), que relacionou a biomassa acima do solo da mesma área de caatinga ao seu índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI) (Equação 1).

$$\text{Biomassa da parte aérea (Mg ha}^{-1}\text{)} = (121,29 \times \text{NDVI}) - 36,08 \quad (\text{Equação 1})$$

A imagem usada para obter o índice NDVI foi gerada pelo satélite LANDSAT 5, ponto/órbita 217/65, capturada em 7 de abril de 2011. Foi adquirida da plataforma do United States Geological Survey (USGS) usando o Landsat 4-5 Collection 1 Level 2, um produto de reflectância de superfície. A biomassa acima do solo foi calculada usando o software de processamento de imagens ENVI versão 5.2.

A biomassa de raízes da Caatinga densa e aberta até 1 m foi estimada com base na biomassa média acima do solo e na razão entre biomassa acima do solo e raiz de 12 plantas selecionadas das espécies mais comuns na área. Essas plantas eram: duas de *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir, *Amburana cearensis* (Allem) AC Smith., *Schinopsis brasiliensis* Engl, *Manihot pseudoglaziovii* Pax & K. Hoffm e *Sapium lanceolatum* Huber; e uma de *Spondias tuberosa* L. e *Caesalpinia pyramidalis* Tul. Cada planta teve os maiores e menores diâmetros perpendiculares da área de projeção da coroa medidos. As plantas foram então derrubadas e toda a biomassa do broto foi seca em estufa a 65 °C até peso constante, pesada e amostrada.

A biomassa da raiz de cada uma das 12 plantas foi estimada cavando dois tipos de trincheiras de até 1 m: primeiro, uma trincheira de 0,5 x 0,5 m centrada na base do caule foi cavada para coletar as raízes pivotantes; então, uma trincheira de 2 x 1 m foi cavada, também centrada na base do caule, estendendo a área da trincheira central para amostrar as raízes laterais (Fig. 2). O solo em cada trincheira foi coletado por camadas (0–5, 5–10, 10–15, 15–20, 20–30, 30–40, 40–60, 60–80 e 80–100 cm) e as raízes foram separadas, lavadas, secas e pesadas. Em seguida, a biomassa da raiz na trincheira lateral foi dividida por 1,75 (2 m<sup>2</sup> da trincheira lateral menos 0,25 m<sup>2</sup> da trincheira pivotante) e multiplicada pela área da projeção da copa da árvore para estimar a maior parte da biomassa da raiz lateral, que foi calculada multiplicando os dois diâmetros de projeção da copa por  $\pi$  e dividindo por 4.



**Fig. 2.** Esquema amostral para coleta de raízes de diferentes sistemas vegetais do semiárido brasileiro: A - Caatinga preservada, B – Caatinga aberta, C - *Cenchrus ciliaris*, D - *Opuntia ficus-indica*, E - *Gliricidia sepium*, F - *Leucaena leucocephala*, G - *Phaseolus vulgaris*, H - *Zea mays*, I - *Vitis vinifera*, J - *Mangifera indica*.

Em seguida, relacionamos a biomassa radicular das 12 plantas com sua biomassa aérea para estimar a biomassa da raiz de ambas as Caatingas, testando diferentes modelos matemáticos para ajustar uma equação de regressão. O melhor ajuste ( $R^2 = 0,91$ ) foi obtido com um modelo de potência:

$$\text{Biomassa da raiz} = 1,1897 \times \text{biomassa aérea}^{0,9288} \quad (\text{Equação 2})$$

Subsequentemente, calculamos a biomassa radicular de ambas as Caatingas inserindo seus valores de biomassa aérea obtidos da estimativa do NDVI nesta equação.

### 2.2.3 BIOMASSA AÉREA E RADICULAR DOS AGROSSISTEMAS

A biomassa aérea de gliricídia, leucena, palma forrageira, videira e manga foi determinada pelo método destrutivo de plantas selecionadas aleatoriamente. Quatro plantas dos quatro primeiros usos da terra e seis plantas de manga foram cortadas, secas e pesadas. As plantas de todas essas culturas, exceto a palma forrageira, foram separadas em tronco principal, galhos secundários e folhas, e essas partes foram pesadas e amostradas para determinar seu peso seco e concentrações de C e N na biomassa. Os cladódios da palma forrageira foram separados, secos, pesados e amostrados. A biomassa aérea do buffel, feijão e milho foi determinada cortando todas as plantas dentro de quadrantes de 1 x 1 m (Fig. 2), replicadas quatro vezes para o buffel e oito vezes para as culturas de feijão e milho. Todas as amostras de biomassa aérea foram secas em estufa a 65 °C até peso constante e pesadas, uma alíquota da biomassa foi retirada para as análises laboratoriais. A biomassa aérea de cada cultura foi extrapolada para um ha considerando o espaço de plantio (gliricídia, 2 x 2 m; leucena, 2 x 1 m; palma forrageira, 3 x 1 m; videira, 3 x 2 m; e manga, 8 x 6 m) ou as áreas de quadrante amostradas (1 x 1 m). As plantas de feijão e milho foram semeadas no espaçamento de 0,5 x 0,5 m e as plantas de buffel não tinham espaçamento definido (Fig. 2), com as sementes tendo sido espalhadas manualmente quando a pastagem foi estabelecida vários anos antes (Tabela 1).

As raízes de gliricídia, leucena, palma forrageira, videira e manga, que foram cortadas como plantas únicas, foram coletadas de trincheiras de maneira semelhante às descritas para a floresta nativa, mas as posições e dimensões das trincheiras variaram de acordo com o tamanho das plantas e seu espaçamento (Fig. 2). Apenas uma única trincheira de 0,9 x 0,85 m foi cavada para gliricídia e leucena para cada planta, centralizada na linha de plantio. Em seguida, duas trincheiras foram cavadas para palma forrageira e videira para cada planta, uma centralizada na

linha de plantio (2 x 1 e 1 x 1 m, respectivamente) e uma no meio das entrelinhas (0,45 x 0,5 e 0,5 x 0,5, respectivamente).

As raízes de manga foram coletadas de três trincheiras (Fig. 2): 1) uma trincheira cilíndrica com uma área circular de 0,5 m de raio, centralizada na base do caule de cada planta para coletar as raízes pivotantes; 2) uma seção de ângulo de 120° de um círculo de 3 m de raio centralizado na planta e excluindo os 0,5 m da trincheira da raiz pivotante; e 3) uma trincheira de 0,5 x 0,5 m colocada dentro do espaço entre fileiras deixado entre as trincheiras circulares maiores de plantas adjacentes. A biomassa radicular entre fileiras foi calculada extrapolando a biomassa amostrada da área desta trincheira (0,25 m<sup>2</sup>) para toda a área do espaço entre fileiras.

As raízes de buffel, feijão e milho, cuja biomassa acima do solo foi amostrada por área, foram coletadas de trincheiras cavadas nas mesmas áreas de quadrante usadas para cortar as plantas, mas sendo 1 x 1 m para buffel e 0,5 x 0,5 m para as culturas de feijão e milho (Fig. 2). Todas as trincheiras foram cavadas até 1 m, exceto aquelas das culturas de feijão e milho que foram cavadas apenas até 30 cm. As biomassas da raiz foram secas em estufa a 65 °C até peso constante e pesadas. As relações raiz: parte aérea foram calculadas a partir dessas biomassas.

Amostras de biomassa aérea e da raiz foram usadas para determinar suas concentrações de C e N pelo método de combustão seca, usando um analisador elementar CHN (TruSpec CHN LECO® 2006, St. Joseph, EUA). As biomassas foram multiplicadas por suas concentrações de C e N para calcular os estoques de C e N na parte aérea e radicular.

Amostras de solo foram coletadas de cada camada das trincheiras laterais no caso de mais de uma trincheira ter sido cavada para cada planta no sistema e das trincheiras únicas no caso de apenas uma ter sido cavada para o sistema. As amostras foram homogeneizadas, secas ao ar e peneiradas (2 mm). Três amostras de solo não perturbadas também foram coletadas em cada camada de cada trincheira para determinar a densidade aparente do solo pelo método do anel volumétrico (Black et al., 1965). Todas as amostras de solo tiveram suas concentrações totais de C e N determinadas pelo mesmo método descrito para as amostras de plantas e os resultados, juntamente com os cálculos dos estoques de C e N, considerando volumes de solo e densidades aparentes (dados disponibilizados no capítulo 2).

#### 2.2.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

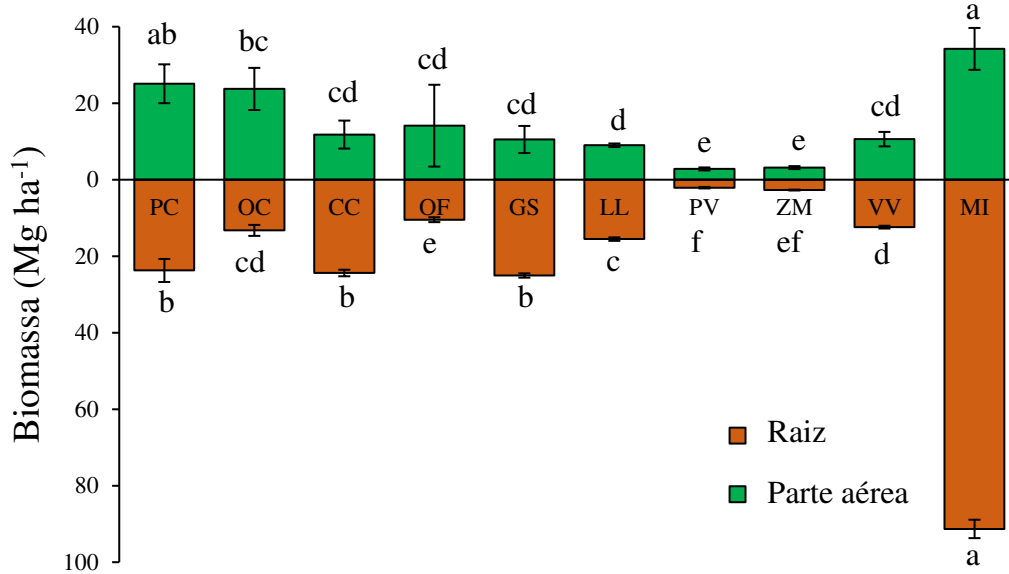
A normalidade e homocedasticidade dos dados foram testadas pelos testes de Shapiro Wilk e Bartlett ( $p > 0,05$ ), respectivamente. Devido à considerável variabilidade, os dados foram submetidos a testes não paramétricos. As diferenças na biomassa aérea e radicular, relação raiz:parte aérea, distribuição de raízes no perfil do solo e estoques de C e N no sistema

planta-solo dos diferentes usos da terra foram determinadas pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p > 0,05$ ). Uma análise de correlação múltipla foi usada para analisar as relações dos fatores da planta (biomassas da parte aérea e da raiz e suas concentrações de C e N, relação C:N e relação raiz:parte aérea) com os estoques de C e N do solo. Variáveis multicolineares com VIF  $> 10$  (ou seja, razão C:N da parte aérea e da raiz) foram removidas da análise. O software R versão 4.3.2 foi usado em todas as análises estatísticas.

## 2.3 RESULTADOS

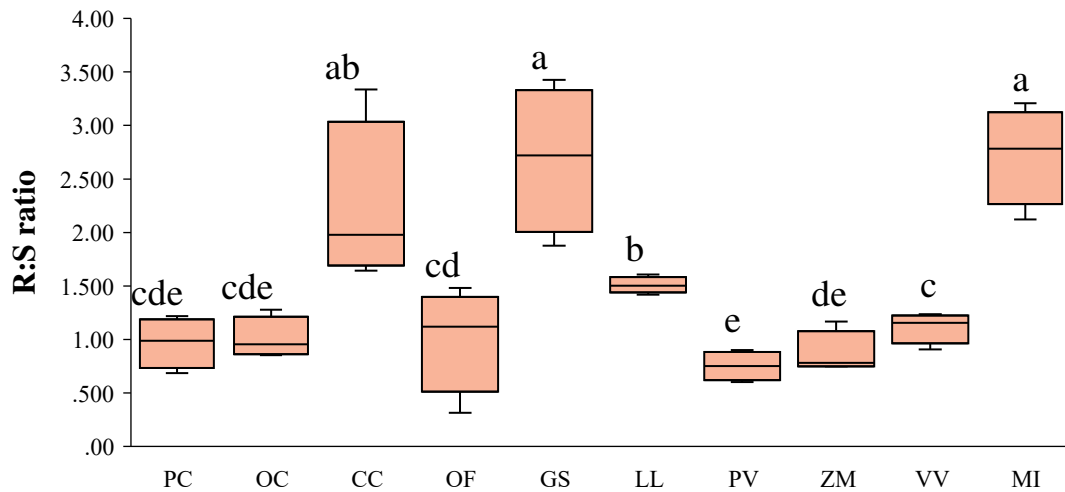
### 2.3.1 BIOMASSA ACIMA DO SOLO E DA RAIZ E DISTRIBUIÇÃO VERTICAL

A biomassa aérea da mangueira ( $34,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) foi 36% maior, mas estatisticamente semelhante à da caatinga preservada ( $25,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), que foi semelhante à da Caatinga aberta ( $23,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) e significativamente maior do que a biomassa aérea de todos os outros sistemas (até  $14,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ ; Fig. 3). A biomassa radicular da mangueira ( $91,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) foi quase quatro vezes e significativamente maior do que a da caatinga preservada ( $23,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), que foi semelhante à da gliricídia e do capim-buffel ( $25$  e  $24,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) e maior do que todos os outros sistemas (até  $15,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ ). Portanto, a mangueira apresentou a maior biomassa total vegetal, seguida pela caatinga preservada e pelas culturas perenes, enquanto as culturas de ciclo curto (milho e feijão), como esperado, apresentaram as menores biomassas totais. Manga (2,72), gliricídia (2,69) e buffel (2,23) apresentaram relações raiz:parte aérea acima de 2, enquanto os outros sistemas apresentaram relações entre 1,0 e 1,5, e as relações das culturas anuais pouco acima de 0,5 (Fig. 4).



**Fig. 3.** Biomassa de parte aérea e radicular em diferentes usos do solo na região semiárida do Brasil. PC (Caatinga preservada), OC (Caatinga aberta), CC (*Cenchrus ciliaris*), OF (*Opuntia ficus-indica*), GS (*Gliricidia sepium*), LL (*Leucaena leucocephala*), PV (*Phaseolus vulgaris*), ZM (*Zea mays*), VV (*Vitis vinifera*), MI (*Mangifera indica*).

\*Barras com a mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0.05$ ).

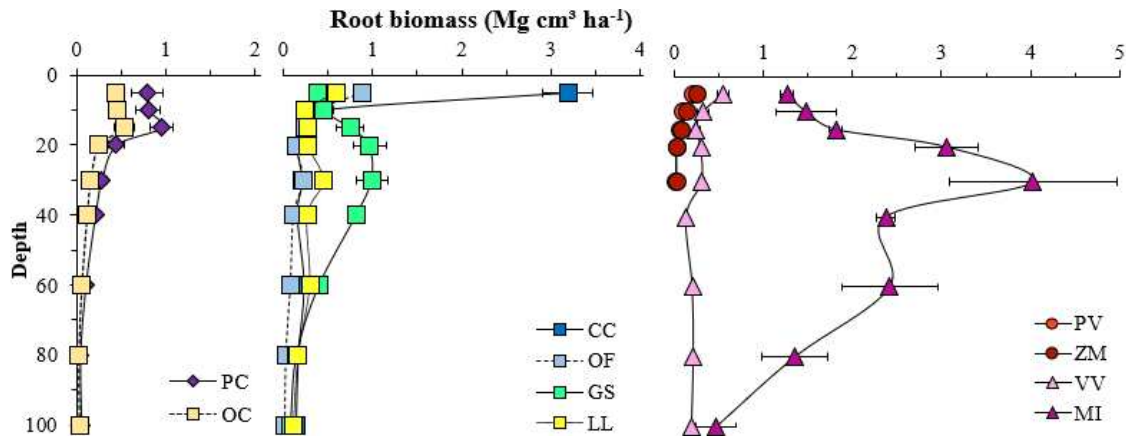


**Fig. 4.** Relação raiz:parte aérea em diferentes tipos de uso da terra na região semiárida do Brasil. PC (Caatinga Preservada), OC (Caatinga aberta), CC (*Cenchrus ciliaris*), OF (*Opuntia ficus-indica*), GS (*Gliricidia sepium*), LL (*Leucaena leucocephala*), PV (*Phaseolus vulgaris*), ZM (*Zea mays*), VV (*Vitis vinifera*), MI (*Mangifera indica*).

A linha interna no box-plot indica a mediana, o limite inferior do box mostra o 1º quartil e o limite superior o 3º quartil, as linhas fora do box indicam os limites inferior e superior. A média é o valor central do box-plot.

\*Médias com a mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ).

Oito dos dez sistemas tiveram a maior biomassa de raízes nas camadas superiores de 15 cm do solo. Capim-buffel, milho, feijão e palma forrageira acumularam de 42 a 65% na camada superior de 0-5 cm (Fig. 6). As mangueiras tiveram mais raízes (65%) concentradas entre 15 a 60 cm, e a gliricídia 88% entre 5 e 60 cm.



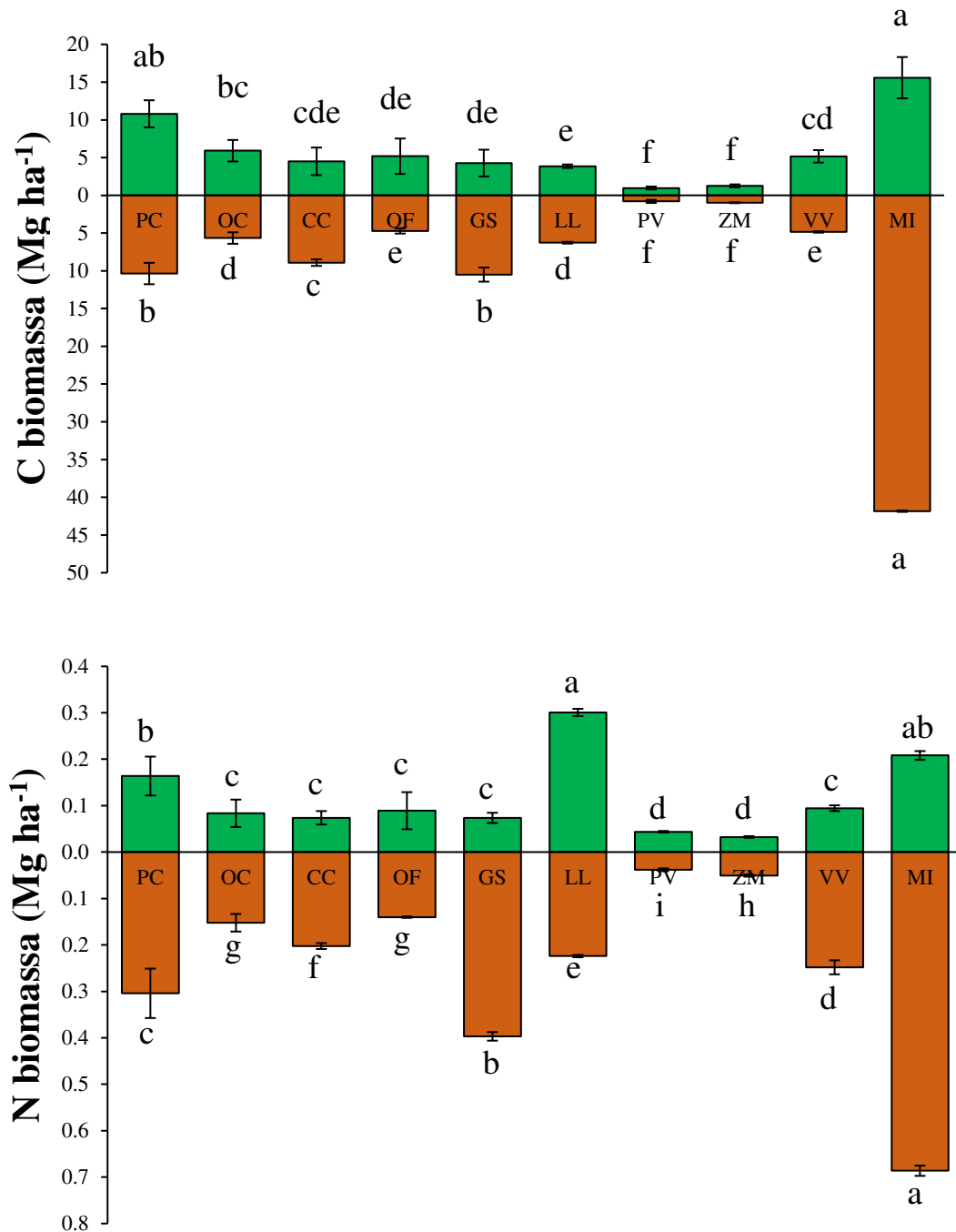
**Fig. 5.** Distribuição do sistema radicular ao longo do perfil do solo. PC (Caatinga Preservada), OC (Caatinga aberta), CC (*Cenchrus ciliaris*), OF (*Opuntia ficus-indica*), GS (*Gliricidia sepium*), LL (*Leucaena leucocephala*), PV (*Phaseolus vulgaris*), ZM (*Zea mays*), VV (*Vitis vinifera*), MI (*Mangifera indica*).

\* As biomassas radiculares das culturas de ciclo curto foram quantificadas até 30 cm.

### 2.3.2 ESTOQUES DE C E N NA PARTE AÉREA E RADICULAR

O padrão de estoque de C foi quase o mesmo que o observado na biomassa aérea devido à menor variação relativa em suas concentrações de C ( $342$  a  $458$   $\text{g kg}^{-1}$ ) do que a das biomassas. As menores concentrações de C nos feijões ( $342$   $\text{g kg}^{-1}$ ) implicaram em um estoque de C ainda menor do que a biomassa em relação aos outros sistemas. O padrão de estoque de C da raiz também foi semelhante ao das biomassas, porque as concentrações também variaram pouco ( $363$  a  $466$   $\text{g kg}^{-1}$ ). Neste caso, a menor concentração de C nas raízes do capim-buffel e do milho ( $365$  e  $363$   $\text{g kg}^{-1}$ , respectivamente) resultou em menor estoque de C do que os estoques de biomassa (Fig. 6 e Fig. 3).





**Fig. 6.** Estoques de C e N acima do solo e da raiz em diferentes sistemas na região semiárida do Brasil. PC (Caatinga Preservada), OC (Caatinga aberta), CC (*Cenchrus ciliaris*), OF (*Opuntia ficus-indica*), GS (*Gliricidia sepium*), LL (*Leucaena leucocephala*), PV (*Phaseolus vulgaris*), ZM (*Zea mays*), VV (*Vitis vinifera*), MI (*Mangifera indica*).

\* Barras com a mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0.05$ ).

Os padrões de estoque de N (Fig. 6) também foram semelhantes aos da biomassa, mas com uma exceção na parte aérea e três exceções na biomassa da raiz. Essas exceções foram causadas pelas maiores concentrações de N na biomassa aérea da leucena (33,6 g kg<sup>-1</sup>, em

comparação com 5,9 a 15,6 g kg<sup>-1</sup> nos outros sistemas, e nas raízes da videira (20 g kg<sup>-1</sup>), leucena (16,6 g kg<sup>-1</sup>) e gliricídia (15,8 g kg<sup>-1</sup>) do que no outro sistema (7,5 a 12,9 g kg<sup>-1</sup>). Assim, a leucena apresentou quase o dobro e o triplo de estoque de N da parte aérea (0,30 Mg ha<sup>-1</sup>) maior do que a caatinga preservada e aberta (0,16 e 0,08 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente), que apresentaram baixas concentrações de N (6,5 e 6,2 g kg<sup>-1</sup>) (Fig. 6). A gliricídia apresentou concentração de N 22% maior na biomassa radicular (15,8 g kg<sup>-1</sup>) do que a caatinga preservada (12,9 g kg<sup>-1</sup>), resultando em maior estoque de N em suas raízes (0,40 Mg ha<sup>-1</sup>). As altas concentrações de N nas raízes das videiras (20 g kg<sup>-1</sup>) colocaram seu estoque de N (0,25 Mg ha<sup>-1</sup>) em segundo lugar, depois da Caatinga preservada (12,9 g kg<sup>-1</sup> e 0,30 Mg ha<sup>-1</sup>) e em terceiro lugar, abaixo do da mangueira (7,5 g kg<sup>-1</sup> e 0,69 Mg ha<sup>-1</sup>). Embora o capim-buffel tenha uma biomassa radicular densa, ele teve um baixo estoque de N devido à baixa concentração de N (8,3 g kg<sup>-1</sup>) em seus tecidos radiculares. Como esperado, as culturas anuais tiveram os menores estoques de N devido mais às suas baixas biomassas (2,1 e 2,7 Mg ha<sup>-1</sup>) do que às suas concentrações de N (18,4 e 18,7 g kg<sup>-1</sup>).

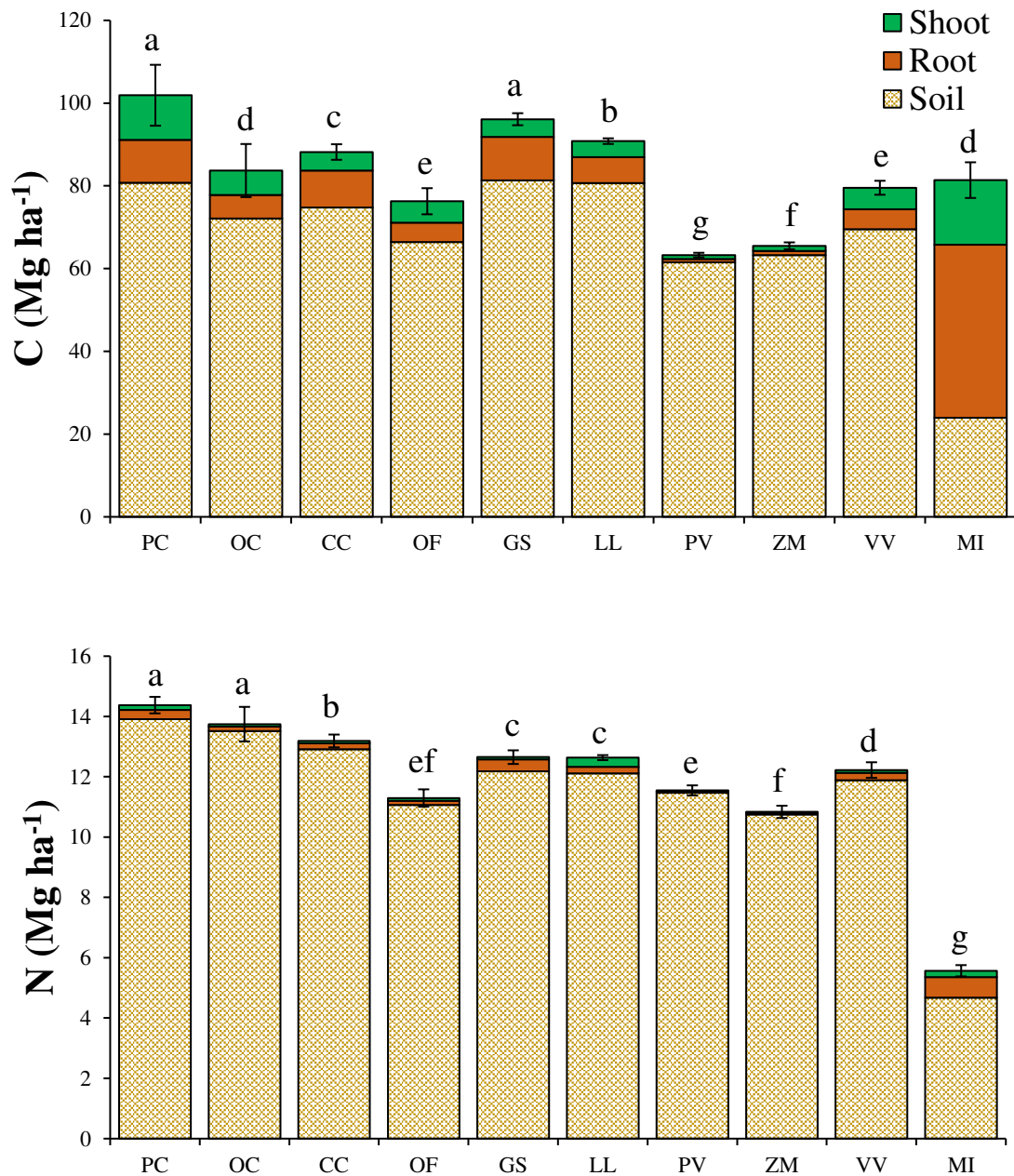
## 2.4 DISCUSSÃO

### 2.4.1 BIOMASSA AÉREA E RADICULAR, ESTOQUES DE C E N E SUA RELAÇÃO COM OS ESTOQUES DO SOLO

A alocação de biomassa aérea e radicular das diferentes espécies de plantas reflete suas diferentes estratégias para adquirir energia luminosa, CO<sub>2</sub>, água e nutrientes (Qi et al., 2019), e os efeitos do manejo, especialmente irrigação, fertilização e remoção de produtos colhidos (Tariq et al., 2024). A vegetação nativa preservada, bem estabelecida e pouco impactada pelas atividades humanas, provavelmente atingiu um equilíbrio de estado estacionário (Menezes et al., 2021; Santos et al., 2021). A biomassa média da parte aérea da caatinga (25,1 Mg ha<sup>-1</sup>) está abaixo das médias estimadas para toda a área coberta por esse tipo de vegetação (43 a 47 Mg ha<sup>-1</sup>; Castanho et al., 2020; Sampaio e Costa, 2011), mas dentro da grande faixa (5,9 a 61,6 Mg ha<sup>-1</sup>) relatada para áreas específicas (Costa et al., 2014; Lima Júnior et al., 2014; Albuquerque et al., 2015). A biomassa das raízes da Caatinga (23,7 Mg ha<sup>-1</sup>) também está dentro da faixa (18,4 a 34,2 Mg ha<sup>-1</sup>) relatada nas poucas estimativas em outras áreas de Caatinga (Costa et al., 2014; Albuquerque et al., 2015). A relação raiz:parte aérea (0,90) é maior do que as calculadas para as áreas incluídas nestes dois últimos artigos (0,56 em Costa et al., 2014; e 0,67 em Albuquerque et al., 2015). A menor biomassa aérea e a maior relação raiz: parte aérea na

caatinga estudada do que as médias regionais podem ser explicadas pela menor precipitação e temperaturas mais altas do que na maioria dessas outras áreas (Andrade et al., 2020), levando a um maior déficit hídrico e maior alocação relativa de biomassa para o sistema radicular (Waring e Powers, 2017; Qi et al., 2019).

Os produtores de gado abrem áreas de floresta nativa, reduzindo seletivamente a densidade de árvores e arbustos grandes para aumentar a produção de biomassa, especialmente de ervas, para alimentar seus animais. As áreas também são desmatadas para plantar forragens, que são pastadas (capim-buffel) ou podadas para alimentar os animais (palma, gliricídia ou leucena). Essas práticas podem aumentar a produção de biomassa forrageira (Araújo Filho, 2013), mas certamente reduzem os estoques totais de biomassa em relação à caatinga preservada. Essas reduções eventualmente resultam em diminuições dos estoques de C do solo, mas esse efeito pode levar alguns anos devido aos estoques de solo serem maiores (Santana et al., 2022). Os estoques gerais de C e N do solo e das plantas no sistema estudado foram de 22 a 39%, abaixo daqueles da caatinga preservada, exceto aqueles da mangueira que merecem um comentário especial (Fig. 7).



**Fig. 7.** Estoques totais de carbono (A) e nitrogênio (B) do solo, raízes e parte aérea em diferentes sistemas de uso da terra na região semiárida brasileira. PC (Caatinga Preservada), OC (Caatinga aberta), CC (*Cenchrus ciliaris*), OF (*Opuntia ficus-indica*), GS (*Gliricidia sepium*), LL (*Leucaena leucocephala*), PV (*Phaseolus vulgaris*), ZM (*Zea mays*), VV (*Vitis vinifera*), MI (*Mangifera indica*).

\* Barras com a mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0.05$ ).

A caatinga aberta é considerada um sistema pecuário e possui cerca de metade da biomassa aérea e estoques de C e N do que a caatinga preservada. Isso era esperado, pois muitas árvores e arbustos grandes foram removidos. Esse sistema tem sido a espinha dorsal da criação de gado na região semiárida brasileira desde que o gado foi introduzido há cerca de quatro

séculos (Corrêa et al., 2019). Apesar de sua alteração, é o principal fator responsável pela manutenção da grande cobertura de caatinga e sua biodiversidade endêmica ainda presente na região, compreendendo cerca de metade da área original (Santos et al., 2010).

Pastagens que são compostas principalmente por gramíneas e arbustos nativos cobrem áreas de aproximadamente 17,6% da região semiárida brasileira, cerca de 23,5 milhões de ha (MapBiomass, 2023). O capim-buffel corresponde à maioria das pastagens vegetais. A remoção repetida das biomassas aéreas dessas culturas forrageiras resultou em alta relação raiz: parte aérea, principalmente nos campos de gliricídia e capim-buffel (2,69 e 2,23, respectivamente), em comparação aos sistemas nativos do mundo (Mokany et al., 2006; Qi et al., 2019). No entanto, seus sistemas radiculares têm consistência e distribuição diferentes no perfil do solo, conforme esperado pelas características de crescimento de plantas di e monocotiledôneas (Swindon et al., 2019). As raízes da gliricídia são mais lignificadas e concentradas na camada do solo em torno de 20 cm de profundidade, contrastando com as raízes fasciculadas típicas e rasas da gramínea (Fig. 5). As raízes fasciculadas têm uma taxa de renovação mais rápida do que as raízes pivotantes lignificadas da gliricídia (Birouste et al., 2012), mas as raízes das leguminosas contribuem para o acúmulo de N no solo devido à sua simbiose de fixação de N<sub>2</sub> (Martins et al., 2015). O carbono derivado do sistema radicular tem um tempo de residência no solo até 2,4 vezes maior do que o C derivado da parte aérea (Rasse et al., 2005), o que pode explicar a menor diminuição nos estoques de C do solo e da planta no campo de gliricídia do que em outros sistemas agrícolas e de pecuária (Fig. 6).

A biomassa aérea e especialmente radicular da leucena foi menor do que a da gliricídia, resultando em uma menor relação raiz:parte aérea, apesar de serem manejadas de forma semelhante. Isso indica menor adaptação da leucena do que da gliricídia às condições ambientais da região semiárida brasileira. Ambas foram introduzidas há algumas décadas no semiárido brasileiro para aumentar a disponibilidade de proteína forrageira, mas não obtiveram sucesso, aparentemente porque os custos de estabelecimento e manutenção mal compensam os ganhos na produção pecuária. As áreas plantadas com elas não foram estimadas, mas certamente são muito pequenas.

Por outro lado, *O. ficus-indica* também foi introduzida e provou ser um caso de sucesso, ocupando mais de 500 mil ha no semiárido brasileiro (Dantas et al., 2017). Esta espécie de cacto com seu metabolismo ácido crassuláceo (CAM) é bem adaptada às condições climáticas secas e produz grandes quantidades de biomassa forrageira a partir de seus cladódios suculentos (Queiroz et al., 2018). Como quase todos os cladódios de cada planta são colhidos e com sistema radicular fino e superficial, a biomassa total média é baixa. A pequena incorporação de

biomassa ao solo resulta em diminuições nos estoques de C do solo e da planta quando seus campos substituem a Caatinga nativa (Fig. 6). Melhores práticas de manejo devem ser conduzidas para evitar o esgotamento desses estoques, como maior incorporação de esterco ou plantio de adubo verde entre as fileiras de palma (Miranda et al., 2019).

A substituição da vegetação nativa por culturas geralmente resulta em redução da biomassa vegetal e diminuição dos estoques de C e N do solo na maioria dos sistemas do mundo (Veldkamp et al., 2020). No entanto, a irrigação pode alterar esse padrão devido ao aumento do potencial de produção de biomassa (Gao et al., 2011). Culturas de ciclo curto, como feijão e milho, dificilmente alteram o padrão, porque sua produção de biomassa é restrita a alguns meses e a maior parte da biomassa acima do solo é colhida e retirada dos campos. São plantas com baixa relação raiz: parte aérea, ainda mais diminuídas pelas práticas de irrigação e fertilização, e seus sistemas radiculares rasos acumulam pouca biomassa (Fig. 3).

Apesar de ser uma cultura permanente, a videira, bem como feijão e milho, também acumula pouca biomassa aérea e radicular. A produção é limitada durante o período em que a irrigação é suspensa para estimular a frutificação e parte da biomassa aérea é removida com a colheita e poda de galhos finos (Silva, 2012). No entanto, o sistema radicular cresce mais profundamente do que o do feijão e do milho. Portanto, mesmo com irrigação, a tendência de menor acúmulo de biomassa do que a Caatinga nativa anterior é mantida e pode levar a menor acúmulo de C no solo se práticas para compensar as perdas não forem implementadas. A diminuição nos estoques de C e N nas plantas e solo (Fig. 6) indica que essas práticas não estão sendo eficazes.

Um padrão diferente de acúmulo de biomassa ocorreu nos campos de manga. A irrigação contínua mais a fertilização levaram a uma alta produção de biomassa ao longo do ano e, mesmo com a colheita de frutas, a biomassa aérea e radicular excedeu as de todos os sistemas, incluindo a Caatinga preservada. Também apresentou alta relação raiz:parte aérea, semelhante às da gliricídia e do capim-buffel, provavelmente porque a maioria das raízes é altamente lignificada e teria baixa taxa de rotatividade. Portanto, elas podem ter contribuído pouco para o estoque de C no solo, já que o pomar foi plantado cerca de 12 anos antes da amostragem. Isso pode eventualmente ser revertido (Musvoto et al., 2000; Giongo et al., 2020), mas, enquanto isso, juntamente com a remoção da poda e práticas de manejo ineficientes, o resultado foi uma queda acentuada nos estoques de C e N do solo.

#### 2.4.2 ESTIMATIVAS PARA A REGIÃO SEMIÁRIDA BRASILEIRA

Considerando que o estoque de C da parte aérea mais raiz da Caatinga aberta foi de 11,6 Mg ha<sup>-1</sup>, que a região semiárida brasileira cobre 1,3 milhão de km<sup>2</sup> (SUDENE, 2024) e que aproximadamente 469 mil km<sup>2</sup> são Caatinga (MapBiomas, 2023), e a maioria deles é Caatinga aberta, o estoque total de C é equivalente a 0,54 Pg. O estoque de N seria de 0,01 Pg. A produção de biomassa e o acúmulo de C na região semiárida brasileira são menores do que em muitas outras regiões de terras secas (Forkuor et al., 2020) devido à menor disponibilidade anual de água (Andrade et al., 2020).

Entre os outros sistemas pecuários, o capim-buffel teve um estoque de C na parte aérea mais raiz de 13,4 Mg ha<sup>-1</sup>, maior do que os 3,4 Mg ha<sup>-1</sup> de C (0,8 Mg ha<sup>-1</sup> de parte aérea e 2,6 Mg ha<sup>-1</sup> de raiz) relatados para outras pastagens na mesma região semiárida brasileira (Menezes et al., 2021). A biomassa do campo de capim-buffel avaliado é removida apenas uma vez por ano, garantindo o recrescimento e a manutenção da pastagem, enquanto o sobrepastoreio é comum na maioria das pastagens nativas e de sequeiro na região semiárida, onde as pastagens são frequentemente consumidas até a exaustão (Schulz et al., 2016). Portanto, o estoque de C encontrado não pode ser extrapolado para outras áreas e uma estimativa geral para a região semiárida não pode ser feita, o que leva em conta a grande variabilidade de manejo e características ambientais.

Feijão e milho na região semiárida são cultivados principalmente em condições de sequeiro. Em nosso estudo usando irrigação, os estoques de C da raiz de feijão e milho foram de 0,8 e 0,98 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente, ligeiramente inferiores aos 1,12 Mg ha<sup>-1</sup> relatados para a biomassa da raiz das culturas de sequeiro na mesma região semiárida, incluindo principalmente campos de milho e feijão (Menezes et al., 2021). Os estoques ligeiramente menores nas áreas irrigadas mostram que as plantas em áreas com déficit hídrico investem mais na biomassa da raiz para aumentar a área para absorção de água e nutrientes (Qi et al., 2019). Considerando uma produção média de grãos no semiárido brasileiro de 300 e 700 kg ha<sup>-1</sup> de feijão e milho, respectivamente, e um índice de colheita para ambos de 0,3 em condições de sequeiro (Sampaio et al., 2004), a produção de biomassa acima do solo corresponde a 1,0 e 2,3 Mg ha<sup>-1</sup> para feijão e milho. Como esperado, a produção de biomassa da parte aérea na área irrigada foi maior: 2,8 e 3,2 Mg ha<sup>-1</sup> para feijão e milho, respectivamente. Feijão e milho irrigados ocupam uma área muito pequena no semiárido, com quase a totalidade dessas culturas sendo cultivadas em regime de sequeiro. Assim, as contribuições dessas culturas irrigadas para os estoques regionais de biomassa, C e N são desprezíveis e não foram consideradas. Os

estoques que obtivemos para as culturas irrigadas são certamente maiores do que aqueles para as culturas de sequeiro. Assim, eles não puderam ser usados para calcular os estoques para a área total dessas culturas no semiárido brasileiro. Os estoques de culturas de ciclo curto de sequeiro na região, principalmente milho e feijão, foram calculados e publicados por Menezes et al. (2021).

Um total de 10,7 e 52,4 mil ha são ocupados por videiras irrigadas e manga na região semiárida brasileira. Assumindo os estoques de C de 10 e 57,4 Mg ha<sup>-1</sup>, e os estoques de N de 0,34 e 0,89 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente, essas culturas correspondem a 0,1 e 3,1 Tg de C e 0,004 e 0,2 Tg de N na região, respectivamente. Os estoques de C (5,16 e 4,85 Mg ha<sup>-1</sup> em biomassa aérea e raízes, Fig. 6) foram maiores do que os de videiras plantadas na região mediterrânea italiana, que variaram de 5,1 a 8,01 Mg ha<sup>-1</sup> (Brunori et al., 2016). Isso pode ser explicado pela irrigação, que garante o suprimento de água necessário para o desenvolvimento, e pela maior incidência de radiação solar nos trópicos, que aumenta a produção primária líquida (Melillo et al., 2013). A irrigação também foi a causa provável da maior biomassa de raízes de manga do que nos pomares da Índia (Naik et al., 2019).

#### 2.4.3 RAÍZES COMO O PRINCIPAL FATOR QUE IMPACTA O ESTOQUE DE C E N DO SOLO

Nenhuma das correlações calculadas de vários fatores da planta com os estoques de C e N do solo foi significativa quando os dados de todos os usos da terra foram incluídos. No entanto, quando os dados da manga foram excluídos, a biomassa da raiz foi positivamente correlacionada aos estoques de C e N do solo ( $R = 0,86$  e  $0,72$ , respectivamente; Fig. S1 A e B, material suplementar). Os dados da manga se desviaram dos outros devido ao alto teor de C da planta, mas baixos estoques de C e N do solo. A alta lignificação e relação C:N das raízes da manga (Fig. S2, material suplementar) dificulta sua decomposição, e o período relativamente curto de estabelecimento do pomar (12 anos) podem ter resultado em uma pequena contribuição para o estoque de C do solo, apesar da grande biomassa que acumulam.

As raízes desempenham um papel fundamental nos estoques de C e N do solo, contribuindo com exsudatos e eventual decomposição (Siegwart et al., 2023). Sua composição química, rica em compostos alifáticos, contribui para a estabilização de C e N na fase mineral do solo (Jobbágy e Jackson, 2000; Carvalho et al., 2023) e para a alta biodiversidade do solo (Zhang et al., 2023). A alta relação C:N das raízes de manga retarda a decomposição e resulta em efeito priming negativo (Liang et al., 2017), indicando uma baixa taxa de retorno de curto



prazo do C decomposto ao solo. Uma maneira de promover o armazenamento de C e N em solos de manga seria plantar culturas de cobertura, o que aumenta a diversidade de plantas e o retorno de biomassa com menor relação C:N ao solo (Giongo et al., 2020).

A maior parte da biomassa aérea produzida por culturas na região semiárida é usada para alimentação humana e animal (Araújo Filho, 2013). Devido ao seu baixo retorno ao solo, houve correlação moderada entre biomassa aérea e estoques de C e N no solo ( $R = 0,5$ ). O baixo retorno da biomassa da parte aérea, com consequente exposição do solo à radiação solar e o uso limitado de fertilizantes orgânicos também favorecem maiores perdas de C e N do solo na cultura da manga (Santana et al., 2022). Propor formas de manejo que devolvam parte da biomassa produzida ao solo e incentivem uma maior biodiversidade das culturas poderia reduzir as perdas de C e N do sistema planta-solo tanto em áreas de sequeiro quanto irrigadas.

Neste estudo, retratamos como culturas perenes de sequeiro e culturas perenes ou anuais irrigadas estão afetando a produção de biomassa e os estoques de C e N no sistema planta-solo. Os dados encontrados podem ser usados para inventários de créditos de C e N em áreas de vegetação nativa e também para fins pecuários e agrícolas. A área estudada representa a maior área irrigada do semiárido brasileiro, porém representa apenas uma única área irrigada e estudos futuros devem ser replicados em outras localidades regionais e abranger as culturas que prevalecem em algumas dessas áreas, como melão e banana. Os sistemas pecuários, especialmente *O. ficus-indica*, também devem ser replicados em diferentes áreas semiáridas, pois o desenvolvimento das culturas muda de acordo com as condições climáticas e do solo (Andrade et al., 2020).

## 2.5 CONCLUSÃO

A introdução de agrossistemas neste ambiente semiárido reduziu os estoques de biomassa tanto da parte aérea quanto da raiz, incluindo culturas irrigadas, exceto a manga irrigada, que acumulou maiores estoques de C e N do que a Caatinga nativa. Por outro lado, o cultivo de manga resultou em uma grande diminuição nos estoques de C e N do solo (Santana et al., 2022). Abrir a Caatinga para pastoreio foi o sistema que melhor manteve os estoques de C e N acima do solo e das raízes, bem como os estoques de C do solo. As raízes da maioria dos sistemas foram distribuídas principalmente na camada superficial do solo de 0-15 cm, mas gliricídia, leucena, videira e manga concentraram cerca de metade de sua biomassa radicular em camadas mais profundas (20 a 100 cm). As concentrações de C e N nas raízes foram os fatores vegetais mais relacionados aos estoques do solo.

As culturas são essenciais para movimentar a economia local e mundial e a irrigação aumenta a produção e permite o cultivo de culturas que não são viáveis em condições de sequeiro em regiões semiáridas. No entanto, reduções nos estoques de C e N têm consequências ambientais prejudiciais. Portanto, formuladores de políticas públicas e agricultores devem buscar alternativas para minimizar os efeitos negativos no meio ambiente. É necessário investir em maior cobertura do solo para culturas irrigadas, incluindo culturas de adubo verde e maior incorporação de matéria orgânica. Além disso, a diversificação de espécies deve ser promovida em sistemas de pecuária de sequeiro, incluindo aquelas de raízes profundas como a gliricídia, e aquelas de raízes rasas como o capim-buffel. A informação de que o capim-buffel, a gliricídia, a leucena, a videira e a manga alocam mais biomassa para as raízes e que a floresta nativa (Caatinga), *Opuntia ficus-indica*, feijão e milho alocam maior biomassa na parte aérea preenche uma lacuna no conhecimento local e global. Produtores e tomadores de decisão devem desenvolver estratégias de manejo para manter os estoques de C e N da planta e do solo semelhantes aos da vegetação original.

## REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, Eliza RGM et al. Root biomass under stem bases and at different distances from trees. **Journal of Arid Environments**, v. 116, p. 82-88, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.02.003>.
- ANDRADE, Eunice Maia et al. Ecohydrology in a Brazilian tropical dry forest: thinned vegetation impact on hydrological functions and ecosystem services. **Journal of Hydrology: regional studies**, v. 27, p. 100649, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100649>.
- ARAÚJO FILHO, J.A. **Manejo pastoril sustentável da Caatinga**, Projeto Dom Elder. Recife. 2013.
- BIROUSTE, Marine et al. Plant traits and decomposition: are the relationships for roots comparable to those for leaves?. **Annals of Botany**, v. 109, n. 2, p. 463-472, 2012. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr297>.
- BLACK, C.A. et al. **Methods of Soil Analysis**. Second ed. American Society of Agronomy, Madison, WI, USA, p. 770, 1965.
- BRUNORI, Elena; FARINA, Roberta; BIASI, Rita. Sustainable viticulture: The carbon-sink function of the vineyard agro-ecosystem. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 223, p. 10-21, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.012>
- CAIRNS, Michael A. et al. Root biomass allocation in the world's upland forests. **Oecologia**, v. 111, p. 1-11, 1997. <https://doi.org/10.1007/s004420050201>

CARVALHO, Martha Lustosa et al. Stabilization of organic matter in soils: drivers, mechanisms, and analytical tools—a literature review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 47, p. e0230130, 2023. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcS20220130>

CASTANHO, Andrea DA et al. A close look at above ground biomass of a large and heterogeneous Seasonally Dry Tropical Forest-Caatinga in North East of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, n. 01, p. e20190282, 2020. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020190282>

Corrêa, Antonio Carlos Barros et al. The Semi-arid Domain of the Northeast of Brazil. In: Salgado, A., Santos, L., Paisani, J. (eds) **The Physical Geography of Brazil: Environment, Vegetation and Landscape**, p. 119-150, 2019. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-04333-9\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-030-04333-9_7)

COSTA, Tânia L. et al. Root and shoot biomasses in the tropical dry forest of semi-arid Northeast Brazil. **Plant and soil**, v. 378, p. 113-123, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-2009-1>

DANTAS, Suênia Flávia A.; LIMA, Guilherme Ferreira C.; MOTA, Edson Pereira. Viabilidade econômica da produção de palma forrageira irrigada e adensada no semiárido Potiguar. **Revista iPecege**, v. 3, n. 1, p. 59-74, 2017. <https://doi.org/10.22167/r.ipecege.2017.1.59>

FAN, Jianling et al. Root distribution by depth for temperate agricultural crops. **Field Crops Research**, v. 189, p. 68-74, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.02.013>

FORKUOR, Gerald et al. Above-ground biomass mapping in West African dryland forest using Sentinel-1 and 2 datasets-A case study. **Remote Sensing of Environment**, v. 236, p. 111496, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111496>

GAO, Ying Zhi et al. Resource manipulation effects on net primary production, biomass allocation and rain-use efficiency of two semiarid grassland sites in Inner Mongolia, China. **Oecologia**, v. 165, p. 855-864, 2011. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1890-z>

GIONGO, Vanderlise et al. Optimizing multifunctional agroecosystems in irrigated dryland agriculture to restore soil carbon—Experiments and modelling. **Science of the Total Environment**, v. 725, p. 138072, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138072>

JOBBÁGY, Esteban G.; JACKSON, Robert B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. **Ecological applications**, v. 10, n. 2, p. 423-436, 2000. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0423:TVDOSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2)

KOPITTKE, Peter M. et al. Global changes in soil stocks of carbon, nitrogen, phosphorus, and sulphur as influenced by long-term agricultural production. **Global change biology**, v. 23, n. 6, p. 2509-2519, 2017. <https://doi.org/10.1111/gcb.13513>

LAL, Rattan. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global change biology**, v. 24, n. 8, p. 3285-3301, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>

- LIMA JÚNIOR, Claudemiro et al. Estimation of “caatinga” woody biomass using allometric equations and vegetation index. **Scientia Forestalis**, 42, 289-298, 2014.
- LUO, Wentao et al. Carbon and nitrogen allocation shifts in plants and soils along aridity and fertility gradients in grasslands of China. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 17, p. 6927-6934, 2017. <https://doi.org/10.1002/ece3.3245>
- MapBiomass. Collection 8.0 of Brazilian Land Cover & Use Map Series, 2023. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2023/08/TABELA-GERAL-MAPBIOMAS-COL8.0-BIOMASxESTADOS-1.xlsx>. Acesso em 6 de junho de 2024.
- MARTINS, Júlio César Rodrigues et al. Nitrogen symbiotically fixed by cowpea and gliricidia in traditional and agroforestry systems under semiarid conditions. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, p. 178-184, 2015. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2015000200010>
- MELILLO, Jerry M. et al. Global climate change and terrestrial net primary production. **Nature**, v. 363, n. 6426, p. 234-240, 1993. <https://doi.org/10.1038/363234a0>
- MENEZES, Rômulo Simões Cezar et al. Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest. **Geoderma**, v. 390, p. 114943, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114943>
- MIRANDA, Karina Rodrigues de et al. Forage production and mineral composition of cactus intercropped with legumes and fertilized with different sources of manure. **Ciência Rural**, v. 49, p. e20180324, 2019. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20180324>
- MOKANY, Karel; RAISON, R. John; PROKUSHKIN, Anatoly S. Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. **Global change biology**, v. 12, n. 1, p. 84-96, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001043.x>
- MUSVOTO, Conny; CAMPBELL, Bruce M.; KIRCHMANN, Holger. Decomposition and nutrient release from mango and miombo woodland litter in Zimbabwe. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 8-9, p. 1111-1119, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00023-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00023-7)
- NAIK, S. K. et al. Biomass production and carbon stocks estimate in mango orchards of hot and sub-humid climate in eastern region, India. **Carbon management**, v. 10, n. 5, p. 477-487, 2019. <https://doi.org/10.1080/17583004.2019.1642043>
- PRĂVĂLIE, Remus. Drylands extent and environmental issues. A global approach. **Earth-Science Reviews**, v. 161, p. 259-278, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.08.003>
- QI, Yulin et al. Plant root-shoot biomass allocation over diverse biomes: A global synthesis. **Global Ecology and Conservation**, v. 18, p. e00606, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00606>
- QUEIROZ, Maria Gabriela et al. Relações hídrico-econômicas da palma forrageira cultivada em ambiente semiárido. **Irriga**, v. 1, n. 01, p. 141-141, 2016. <https://doi.org/10.15809/irriga.2016v1n01p141-154>

- RASSE, Daniel P.; RUMPEL, Cornelia; DIGNAC, Marie-France. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. **Plant and soil**, v. 269, n. 1, p. 341-356, 2005. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>
- SAINJU, Upendra M. et al. Root and soil total carbon and nitrogen under bioenergy perennial grasses with various nitrogen rates. **Biomass and Bioenergy**, v. 107, p. 326-334, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.10.021>
- SAMPAIO, Everardo V.S.B. Overview of the Brazilian caatinga, in: Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. (Eds.), **Seasonally Dry Tropical Forests**. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 35–63, 1995.
- SANTANA, Mônica da Silva et al. Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 16, p. e00205, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00205>
- SANTANA, Mônica da Silva et al. Do agrosystems change soil carbon and nutrient stocks in a semiarid environment?. **Journal of Arid Environments**, v. 201, p. 104747, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104747>
- SANTOS, Mércia Virginia Ferreira dos et al. Potential of Caatinga forage plants in ruminant feeding. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 39, p. 204-215, 2010.
- SANTOS, Uemeson José et al. Nitrogen stocks in soil classes under different land uses in the Brazilian semiarid region. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 21, p. 1621-1630, 2021. <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00466-4>
- SCHULZ, Katharina et al. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 367, p. 62-70, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.011>
- SIEGWART, Lorène et al. Contribution of tree and crop roots to soil carbon stocks in a Sub-Saharan agroforestry parkland in Senegal. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 352, p. 108524, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108524>
- SILVA, Davi José. Nutrição e adubação da videira em sistema de produção integrada. **Circular Técnica Embrapa** 100, 1–10, 2012.
- SUDENE. Resolução Condrel/Sudene nº 176, de 3 de janeiro de 2024.
- SWINDON, Jessica G. et al. Spatial distribution of roots across three dryland ecosystems and plant functional types. **Western North American Naturalist**, v. 79, n. 2, p. 159-169, 2019. <https://doi.org/10.3398/064.079.0203>
- TARIQ, Akash et al. Plant root mechanisms and their effects on carbon and nutrient accumulation in desert ecosystems under changes in land use and climate. **New Phytologist**, v. 242, n. 3, p. 916-934, 2024. <https://doi.org/10.1111/nph.19676>
- UDDIN, Shihab et al. Water use and growth responses of dryland wheat grown under

elevated [CO<sub>2</sub>] are associated with root length in deeper, but not upper soil layer. **Field crops research**, v. 224, p. 170-181, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.05.014>

VELDKAMP, Edzo et al. Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 11, p. 590-605, 2020. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0091-5>

WARING, Bonnie G.; POWERS, Jennifer S. Overlooking what is underground: Root: shoot ratios and coarse root allometric equations for tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 10-15, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.007>

WOLF, Amelia A.; FUNK, Jennifer L.; MENGE, Duncan NL. The symbionts made me do it: legumes are not hardwired for high nitrogen concentrations but incorporate more nitrogen when inoculated. **New Phytologist**, v. 213, n. 2, p. 690-699, 2017. <https://doi.org/10.1111/nph.14303>

YANG, Yang et al. Abiotic and biotic factors modulate plant biomass and root/shoot (R/S) ratios in grassland on the Loess Plateau, China. **Science of The Total Environment**, v. 636, p. 621-631, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.260>

ZHANG, Wei-Ping et al. Plant litter strengthens positive biodiversity–ecosystem functioning relationships over time. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 38, n. 5, p. 473-484, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.12.008>

## 2.6 MATERIAL SUPLEMENTAR CAPÍTULO I

Tabela S1. Distribuição do sistema radicular nas diferentes camadas do perfil do solo.

Camada (cm)	PC	DC	CC	OF	GS	LL	PV*	ZM*	VV	MI
	-----Biomassa (Mg cm ha <sup>-1</sup> ) -----									
0--5	0.78	0.44	3.19	0.88	0.38	0.60	0.21	0.26	0.55	1.26
5--10	0.80	0.45	0.42	0.37	0.46	0.24	0.10	0.14	0.32	1.48
10--15	0.95	0.53	0.23	0.24	0.75	0.28	0.06	0.08	0.25	1.81
15--20	0.45	0.25	0.15	0.15	0.97	0.27	0.03	0.03	0.30	3.06
20--30	0.28	0.16	0.21	0.22	0.99	0.45	0.02	0.03	0.31	4.02
30--40	0.21	0.12	0.15	0.11	0.82	0.27			0.14	2.38
40--60	0.10	0.06	0.23	0.08	0.40	0.30			0.21	2.42
60--80	0.04	0.02	0.16	0.03	0.15	0.17			0.22	1.36
80--100	0.05	0.03	0.14	0.02	0.08	0.11			0.20	0.47

PC (Caatinga Preservada), OC (Caatinga aberta), CC (*Cenchrus ciliaris* L.), OF (*Opuntia ficus indica*), GS (*Gliricidia sepium*), LL (*Leucaena leucocephala*), PV (*Phaseolus vulgaris*), ZM (*Zea Mays*), VV (*Vitis vinífera*), MI (*Mangifera indica*).

\*A biomassa radicular em culturas de ciclo curto foi quantificada até a camada de 20–30 cm.

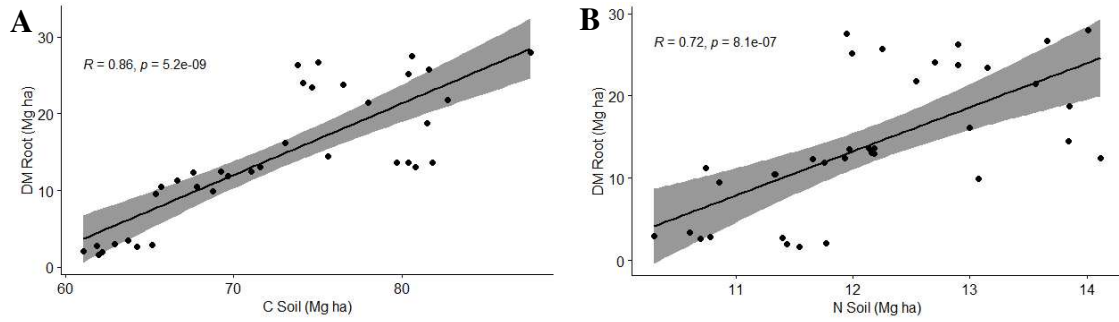
Tabela S2. Concentrações de carbono (A) e nitrogênio (B) (g kg) no solo, raiz e parte aérea em diferentes tipos de uso da terra

	PC	OC	CC	OF	GS	LL	PV*	ZM*	VV	MI
<b>Shoot</b>										
C (g kg)	431.13	441.55	381.93	366.7	427.95	432.33	341.76	396.8	482.5	456.03
N (g kg)	5.26	6.19	6.15	5.97	7.42	33.64	15.63	10.28	8.00	6.03
<b>Root</b>										
Depth (cm)	----- C (g kg) -----									
0--5	397.65	368.50	269.28	419.69	427.68	423.45	373.46	309.98	381.73	427.44
5--10	416.91	422.98	337.18	457.94	426.93	455.48	360.11	356.74	396.33	450.35
10--15	429.83	431.25	335.40	468.24	397.99	464.50	356.65	380.25	396.69	444.15
15--20	427.02	429.55	359.53	455.93	411.31	485.42	375.36	365.59	410.34	458.80
20--30	435.56	434.55	374.58	438.46	406.31	463.49	447.50	405.40	380.66	458.11
30--40	453.71	431.60	401.73	444.34	415.85	482.93	-	-	407.20	466.23
40--60	453.21	446.00	369.68	443.13	414.15	478.72	-	-	392.73	466.58
60--80	460.21	447.38	414.90	456.89	443.17	473.19	-	-	378.21	477.18
80--100	448.94	438.15	425.30	472.78	430.74	469.36	-	-	376.39	475.61
----- N (g kg) -----										
0--5	10.67	12.07	8.43	6.74	14.24	18.74	18.25	17.51	20.03	11.04
5--10	11.48	13.00	8.63	9.40	17.80	17.28	20.14	20.83	19.91	8.52
10--15	11.64	11.17	8.63	11.75	16.12	16.59	22.12	20.40	20.58	8.34
15--20	10.57	10.71	8.91	12.03	15.40	15.43	19.59	18.97	21.86	6.95
20--30	11.70	10.26	8.88	12.57	14.28	15.53	13.77	16.35	20.26	6.83
30--40	13.26	10.78	8.60	12.71	13.33	14.71	-	-	21.14	6.49
40--60	15.39	10.59	8.38	17.17	14.38	17.00	-	-	20.19	6.78
60--80	15.91	12.69	7.14	19.13	18.38	16.87	-	-	18.43	6.43
80--100	15.51	12.61	7.18	19.55	18.65	17.59	-	-	17.46	6.25

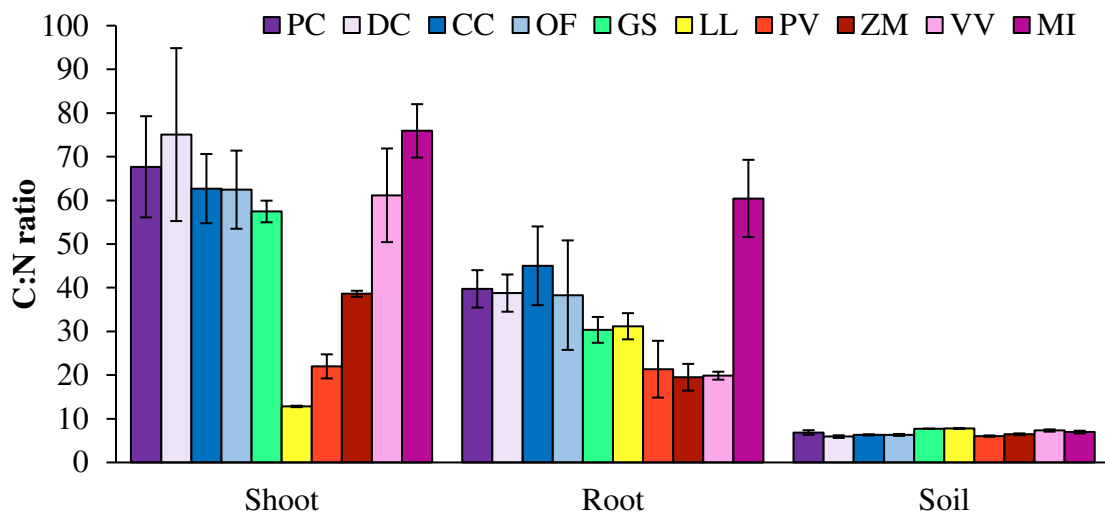
PC (Caatinga Preservada), OC (Caatinga aberta), CC (*Cenchrus ciliaris* L.), OF (*Opuntia ficus indica*), GS (*Gliricidia sepium*), LL (*Leucaena leucocephala*), PV (*Phaseolus vulgaris*), ZM (*Zea Mays*), VV (*Vitis vinífera*), MI (*Mangifera indica*).

\*As concentrações de C e N (g kg) em culturas de ciclo curto foram quantificadas até a camada de 20–30 cm.





**Fig. S1.** Correlação linear da biomassa da raiz com estoques de C (A) e N (B) sem os dados da manga. DM Raiz: Matéria seca da raiz; N Solo: Estoque de N no solo; C Solo: Estoque de C no solo.

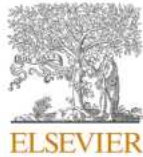


**Fig. S2.** Relação C:N nos compartimentos parte aérea, raiz e solo em diferentes usos do solo na região semiárida do Brasil. PC (Caatinga Preservada), OC (Caatinga aberta), CC (*Cenchrus ciliaris*), OF (*Opuntia ficus-indica*), GS (*Gliricidia sepium*), LL (*Leucaena leucocephala*), PV (*Phaseolus vulgaris*), ZM (*Zea mays*), VV (*Vitis vinifera*), MI (*Mangifera indica*).

### 3 CAPÍTULO II

## TRABALHO PUBLICADO NA JOURNAL OF ARID ENVIRONMENTS

Journal of Arid Environments 201 (2022) 104747



Contents lists available at [ScienceDirect](https://www.sciencedirect.com)

Journal of Arid Environments

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/jaridenv](http://www.elsevier.com/locate/jaridenv)



### Do agrosystems change soil carbon and nutrient stocks in a semiarid environment?

Mônica da Silva Santana<sup>a,\*</sup>, Eunice Maia de Andrade<sup>a,b</sup>, Everardo Valadares de Sá Barreto Sampaio<sup>c</sup>, Tiago Osório Ferreira<sup>a,d</sup>, Alessandra Monteiro Salviano<sup>e</sup>, Davi José da Silva<sup>e</sup>, Tony Jarbas Ferreira Cunha<sup>e,1</sup>, Vanderlise Giongo<sup>e</sup>

<sup>a</sup> Pos Graduate Ecology and Natural Resources, Department of Biology, Federal University of Ceará, CEP: 60455-970, Fortaleza, CE, Brazil

<sup>b</sup> Universidade Federal Rural do Semiárido, CEP: 50740-540, Mossoró, RN, Brazil

<sup>c</sup> Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, CEP: 50740-540, Recife, PE, Brazil

<sup>d</sup> Department of Soil Science, University of São Paulo (USP/ESALQ), CEP:13418-900, Piracicaba, São Paulo, Brazil

<sup>e</sup> Embrapa Semiárido, CEP: 56302-970, Petrolina, PE, Brazil

## OS AGROSSISTEMAS ALTERAM OS ESTOQUES DE CARBONO E NUTRIENTES DO SOLO EM UM AMBIENTE SEMIÁRIDO?

### RESUMO

Processos ecológicos, como produção primária líquida, desenvolvimento do sistema radicular, mineralização da matéria orgânica, remoção de nutrientes e aplicação de fertilizantes interferem nos ganhos e perdas de C e nutrientes (N, P, K, Ca e Mg) nos solos. Aqui, estudamos como cinco usos da terra de sequeiro destinados a alimentação animal e quatro sistemas agrícolas irrigados afetaram os estoques de C e nutrientes do solo em um ambiente semiárido. As concentrações de solo, estoques, ganhos e perdas dos nove usos da terra foram comparados aos da floresta decídua nativa preservada (Caatinga) ao longo da camada superior de 1 m do solo. A Caatinga aberta usada como pasto, campos de gliricídia e leucena mantiveram os estoques da maioria dos nutrientes. As raízes mais rasas do capim-buffel e da palma forrageira levaram a perdas de C (7 e 18%) e N (7 e 20%, respectivamente) e acúmulos de P, Ca e Mg nas camadas mais profundas. As culturas irrigadas reduziram os estoques de C e N do solo. Perdas de C nas áreas de milho e feijão irrigados (23%) foram menores do que em campos de sequeiro na região, enquanto nas áreas de manga foram maiores (70 e 66%). O uso de fertilizantes nos cultivos de

feijão e videira aumentou os estoques de P e K do solo. O conhecimento das mudanças dos estoques de C e nutrientes no solo permite o gerenciamento adequado dos sistemas agrícolas para reduzir os impactos negativos da mudança no uso da terra e promover a produção sustentável.

Palavras chave: Mudança no uso da terra; Sustentabilidade; Processos edáficos; Caatinga.

### 3.1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e a necessidade de produzir alimentos e matérias-primas vegetais levaram a mudanças no uso da terra em todo o mundo. A vegetação nativa em regiões semiáridas, onde vivem 2,5 bilhões de pessoas (ou seja, cerca de um terço da população mundial; Stewart, 2016), é frequentemente usada para produção de madeira e para alimentar o gado doméstico (Hora et al., 2021; Jamelli et al., 2021). A vegetação nativa foi substituída em muitas áreas, enriquecida com espécies forrageiras exóticas (Sacramento et al., 2013) ou substituída por culturas de sequeiro, geralmente espécies de ciclo curto, capazes de produzir nos poucos meses chuvosos (Menezes et al., 2021). Áreas menores foram irrigadas e cultivadas com espécies de alto valor agregado que permitem o uso de fertilizantes orgânicos e sintéticos (Santos et al., 2019; Giongo et al., 2020).

Mudanças no uso da terra influenciam a entrada e saída de carbono (C) e nutrientes do solo (nitrogênio - N; fósforo - P; potássio - K; cálcio - Ca; magnésio - Mg), que impactam suas concentrações e estoques (Priess et al., 2001). Os estoques de C e N são afetados principalmente por processos biológicos como fotossíntese, mineralização da matéria orgânica do solo, fixação biológica e volatilização de N (Delgado-baquerizo et al., 2013). Os estoques de P, K, Ca e Mg no sistema solo-planta dependem principalmente do intemperismo, decomposição de resíduos vegetais e entradas externas de fertilizantes (Shierlaw e Alston, 1984; Sparks e Huang, 1985).

As concentrações de carbono e nutrientes em florestas nativas tendem a permanecer relativamente estáveis devido à produção primária líquida contínua e ao ciclo de nutrientes (Johnson e Turner, 2019). Quando a vegetação nativa é removida e plantações e pastagens são estabelecidas, há alterações na produção de biomassa aérea e das raízes, entrada de matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e intemperismo natural (Mehnaz et al., 2019). Essas mudanças podem levar a estoques menores, especialmente em áreas semiáridas devido ao uso pouco frequente de fertilizantes (Menezes et al., 2021; Santana et al., 2019; Santos et al., 2021), remoção de produtos agrícolas e aceleração da mineralização da matéria orgânica. No entanto,

a adição de novas espécies, fertilização e irrigação podem levar a aumentos nas concentrações de C e nutrientes do solo (Conrad et al., 2018; Coser et al., 2018). Estudos sobre os diferentes usos da terra no ambiente semiárido, incluindo pastagens, plantações, sistemas de sequeiro e irrigados, ainda são escassos, tornando o estabelecimento de tendências gerais ainda incerto.

Mudanças no uso da terra não alteram apenas os estoques de C e nutrientes, mas também sua distribuição no perfil do solo, dependendo das características dos sistemas estabelecidos e das profundidades dos sistemas radiculares (Callesen et al., 2016). Há uma tendência de declínios em C, N, P e K seguidos por aumentos nas concentrações de Ca e Mg no perfil do solo sob vegetação nativa (Jobbágy e Jackson, 2001). No entanto, mudanças no uso da terra podem alterar esse padrão geral em diferentes camadas do solo (Tian et al., 2017), dependendo do uso de fertilização e da profundidade dos sistemas radiculares (Thorup-Kristensen et al., 2020). Essas alterações ainda são pouco conhecidas, principalmente em regiões semiáridas submetidas a diferentes mudanças no uso da terra (Menezes et al., 2021).

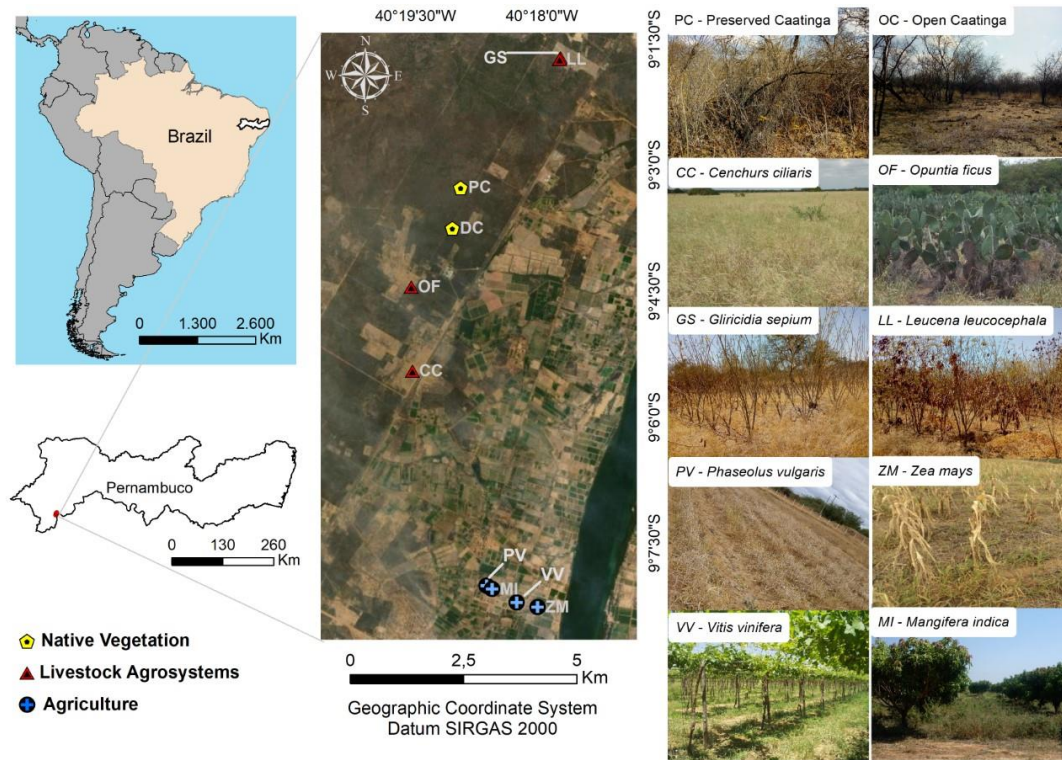
No contexto de intensas mudanças nos ambientes terrestres, os processos de ganhos e perdas de C e nutrientes precisam ser mais bem compreendidos para garantir um manejo eficiente e a preservação da qualidade ambiental, pois o impacto nos agrossistemas locais influencia diretamente os ciclos biogeoquímicos globais. Portanto, este trabalho visa responder à seguinte questão: as concentrações de C e nutrientes do solo estão sendo impactadas positiva ou negativamente pelos diferentes sistemas de cultivo em áreas semiáridas? O objetivo é entender como as mudanças no uso da terra, incluindo a formação de pastagens, o plantio de forrageiras e a agricultura irrigada permanente com espécies de ciclo curto e longo, impactam os estoques e os processos de perdas e ganhos de C, N, P, K, Ca e Mg ao longo dos perfis de solo em uma região semiárida, exemplificada por uma área na região nordeste brasileira.

## **3.2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **3.2.1 ÁREA DE ESTUDO**

O estudo foi realizado na Estação Experimental da Embrapa Semiárido, no município de Petrolina, estado de Pernambuco, NE do Brasil (Fig. 1). O solo na estação experimental é Argissolo, textura média/argilosa (Tabela S1, material suplementar), com relevo plano (WRB, 2014). O clima é BSh' de acordo com a classificação de Köppen; semiárido quente com chuvas de verão e temperatura média mensal acima de 18 °C. A precipitação média anual é de 543 mm

e a evaporação do tanque classe “A” é de 2.699 mm (Fig. S1, material suplementar). O índice de aridez de Thornthwaite é 0,2 no limite inferior do clima semiárido.



**Fig. 1.** Área de estudo e imagens dos sistemas de uso do solo estudados.

Amostras de solo foram coletadas em 2010 e 2011 de áreas com dez dos usos predominantes da terra na região semiárida brasileira (Santana et al., 2021, Tabela 1). A floresta estacional decidual preservada (Caatinga) foi usada como área de referência para comparação com a Caatinga parcialmente desmatada usada como pasto, quatro sistemas pecuários e quatro sistemas agrícolas. Os sistemas pecuários (não irrigados) usados para produzir forragem animal incluíram uma gramínea (Buffel), um cacto (palma forrageira) e duas leguminosas forrageiras arbóreas (gliricídia e leucena). Os sistemas agrícolas irrigados e fertilizados incluíram duas culturas de ciclo curto (feijão e milho) e duas culturas de ciclo longo (videira e manga).

**Tabela 1.** Descrição dos usos do solo incluídos no estudo

Classificação	Uso da terra	Nome e iniciais	Histórico da área
Floresta Nativa	Caatinga	Caatinga	Área de 400 ha sem intervenções antrópicas.
	Preservada	Preservada PC	Espécies nativas listadas por Lima Júnior et al. (2014).
Sistemas pecuários	Caatinga	Caatinga	Uma área parcialmente desmatada em 1983 e
	Aberta	Aberta OC	plantada com <i>Prosopis juliflora</i> até 1989, sendo deixada para regeneração natural e usada como pasto.
	<i>Cenchrus ciliaris</i> L.	Capim buffel CC	Pasto plantado em 1977, após a remoção da vegetação nativa. Sem calcário ou fertilizantes. Os animais pastam na estação seca.
	<i>Opuntia ficus-indica</i> Mill.	Palma forrageira OF	Palma plantada em 1996. Sem insumos externos. A maior parte da biomassa acima do solo é removida na estação seca para alimentar o gado.
	<i>Gliricidia sepium</i> Jacq. (Walp.)	Gliricidia GS	Árvores plantadas em 1990. Sem insumos externos. Pontas de brotos removidas na estação seca para alimentar o gado.
	<i>Leucaena leucocephala</i> Lam. De Wit.	Leucena LL	Árvores plantadas em 1993. Sem insumos externos. Pontas de brotos removidas na estação seca para alimentar o gado.
	<i>Phaseolus vulgaris</i> L.	Feijão PV	A vegetação nativa foi removida em 1988 para plantar bananas até 2000, seguidas de milho, melancia, cebola, mandioca, melão, abóbora e feijão.
	Sistemas de agricultura irrigada	<i>Zea mays</i> L.	Milho ZM

<i>Vitis vinifera</i> L.	Videira VV	Área desmatada em 1986 para plantio de culturas anuais como milho e feijão. Entre 1992 e 2000 foram plantadas goiabeiras, seguidas de uvas.
<i>Mangifera indica</i> L.	Manga MI	Área desmatada em 1970, plantada com oleaginosas e cebola. Em 1998, plantio de mangueiras, espaçadas 10 x 10 m. Resíduos maiores de poda foram removidos da área.

---

\*Período de uso da terra calculado até o ano de amostragem do solo em 2010.

### 3.2.2 AMOSTRAGEM DE SOLO E ANÁLISE FÍSICA E QUÍMICA

Trincheiras (1 × 1 m) foram abertas em transectos na área central da caatinga preservada e em cada agroecossistema em locais aleatórios, mas a uma distância mínima de 10 m entre si. As amostras foram coletadas nas seguintes camadas: 0–5, 5–10, 10–15, 15–20, 20–30, 30–40, 40–60, 60–80 e 80–100 cm. Como as áreas de cada uso da terra eram de tamanhos diferentes, o número de trincheiras em cada uso da terra variou. Assim, 14 trincheiras foram abertas no campo de manga, 10 na Caatinga preservada, oito em cada área de palma, feijão, milho e vinhedo e quatro em campos abertos de Caatinga, capim-buffel, gliricídia e leucena. Três amostras de solo indeformadas foram coletadas de cada camada de cada trincheira para determinar a densidade do solo pelo método do anel volumétrico (Black et al., 1965). Em seguida, 10 amostras foram retiradas com o auxílio de um trado de cada camada perto de cada trincheira para fazer uma amostra composta para analisar o pH e as concentrações de C e N totais, P extraível, K, Ca e Mg. As amostras de solo foram homogeneizadas, secas ao ar e passadas por uma peneira (2 mm).

A distribuição do tamanho das partículas foi obtida pelo método da pipeta após dispersão química e mecânica; a areia foi peneirada enquanto a separação subsequente da argila da fração areia + argila de silte foi realizada por pipetagem (Black et al., 1965). Os teores totais de carbono (C) e nitrogênio total (N) foram determinados pelo método de combustão seca usando um analisador elementar CHN (TruSpec CHN LECO® 2006, St. Joseph, EUA). O pH foi determinado com um medidor de pH em uma proporção de água do solo de 1:2,5. P e K foram extraídos pela solução Mehlich<sup>-1</sup>. As concentrações de P foram determinadas por espectrofotometria após a formação de um complexo fosfo-molíbídico usando ácido ascórbico como redutor (Black et al., 1965), e K determinado por fotometria de chama. Ca e Mg foram

extraídos pela solução KCl 1 mol L<sup>-1</sup> e determinados por espectrofotometria de absorção atômica usando ar-acetileno (Black et al., 1965).

### 3.2.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA

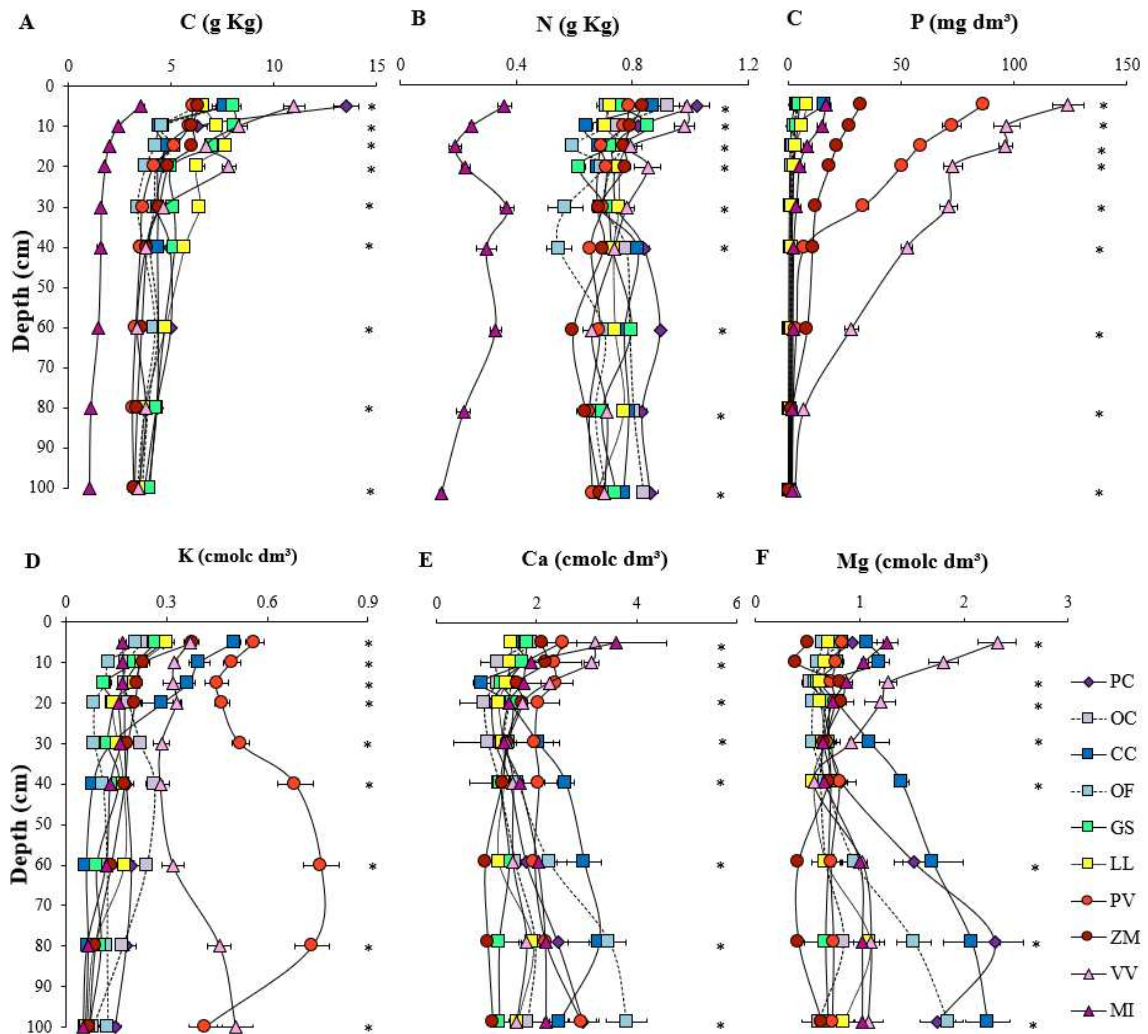
Os testes de Shapiro Wilk ( $p > 0,05$ ) e Bartlett ( $p > 0,05$ ) foram aplicados para verificar a normalidade e homocedasticidade dos dados. Como os dados não apresentaram distribuição normal, a comparação das concentrações de carbono e nutrientes foi realizada pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). As taxas de ganho ou perda de C e nutrientes foram calculadas considerando a caatinga preservada (PC) como área de referência e dividindo as diferenças de estoque pelo número de anos de ocorrência de cada sistema desde a remoção da floresta nativa no local. A massa de C (12) foi transformada em massa de CO<sub>2</sub> (44) e a massa de N (14) em massa de N<sub>2</sub>O (44) e então multiplicada por 298 para calcular o CO<sub>2</sub>equivalente.

## 3.3 RESULTADOS

A mudança no uso da terra da Caatinga preservada para outros sistemas impactou negativamente as concentrações de C e N ao longo do perfil do solo, especialmente nas camadas superficiais (Fig. 2). Como consequência, os estoques de C e N foram reduzidos até 1 m de profundidade (Fig. 3). As culturas agrícolas tiveram estoques menores do que as culturas forrageiras e a Caatinga aberta, e as maiores reduções em relação à Caatinga preservada ocorreram nas áreas de manga. A videira teve maiores concentrações de C no solo do que os outros sistemas agrícolas na camada superficial de 20 cm e concentrações de N foram ligeiramente maiores do que a Caatinga preservada. Considerando os anos de cultivo, as depleções de C e N do solo no campo de manga foram de 57 Mg ha<sup>-1</sup> de C e 9 Mg ha<sup>-1</sup> de N (Fig. 3), correspondendo a um equivalente às emissões totais de CO<sub>2</sub> de 208,2 e 29 Mg ha<sup>-1</sup> e perda de 1.720 e 280 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente.

As concentrações de carbono nas culturas forrageiras de gliricídia e leucena não diferiram significativamente daquelas da Caatinga preservada e as de N foram ainda maiores na camada de 5-10 cm, embora os estoques tenham sido menores do que aqueles nos solos sob capim-buffel. Portanto, não houve perdas significativas de C e N do solo nessas culturas (Fig. 4). As depleções de C e N no campo de palma forrageira foram de 14 Mg ha<sup>-1</sup> de C e 3 Mg ha<sup>-1</sup> de N, equivalentes a emissões de CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O de 53 e 9 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente, totalizando 2.715 Mg ha<sup>-1</sup> de CO<sub>2</sub> equivalente e perdas de 1.020 e 200 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.





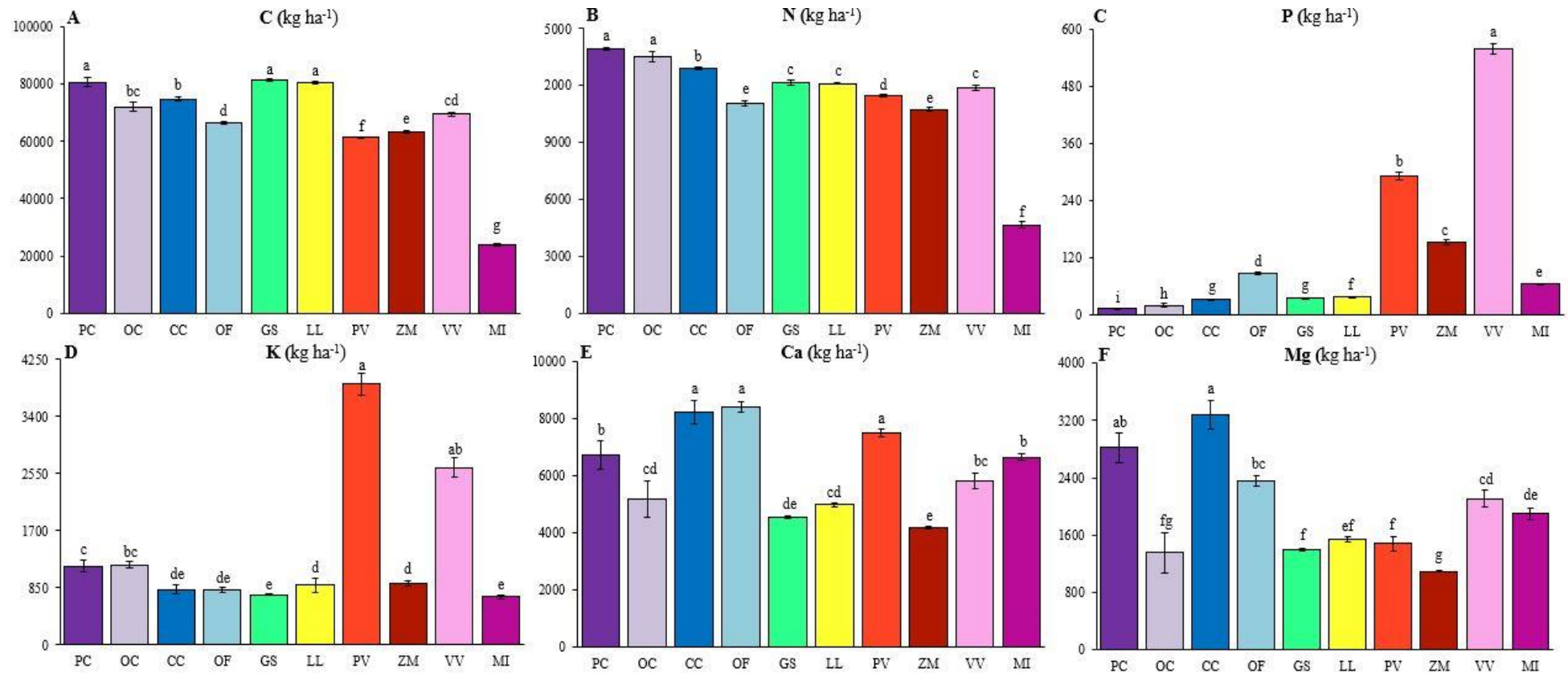
**Fig. 2.** Concentrações de carbono e nutrientes nos perfis do solo, seguidas da barra de erro padrão. O asterisco indica se houve diferença estatística pelo teste de Kruskal Wallis ( $p < 0,05$ ), a análise estatística completa é mostrada na Tabela S2, material suplementar.

PC (Caatinga preservada), OC (Caatinga aberta), CC (*Cenchrus ciliaris*), OF (*Opuntia ficus-indica*), GS (*Gliricidia sepium*), LL (*Leucaena leucocephala*), PV (*Phaseolus vulgaris*), ZM (*Zea mays*), VV (*Vitis vinifera*), MI (*Mangifera indica*).

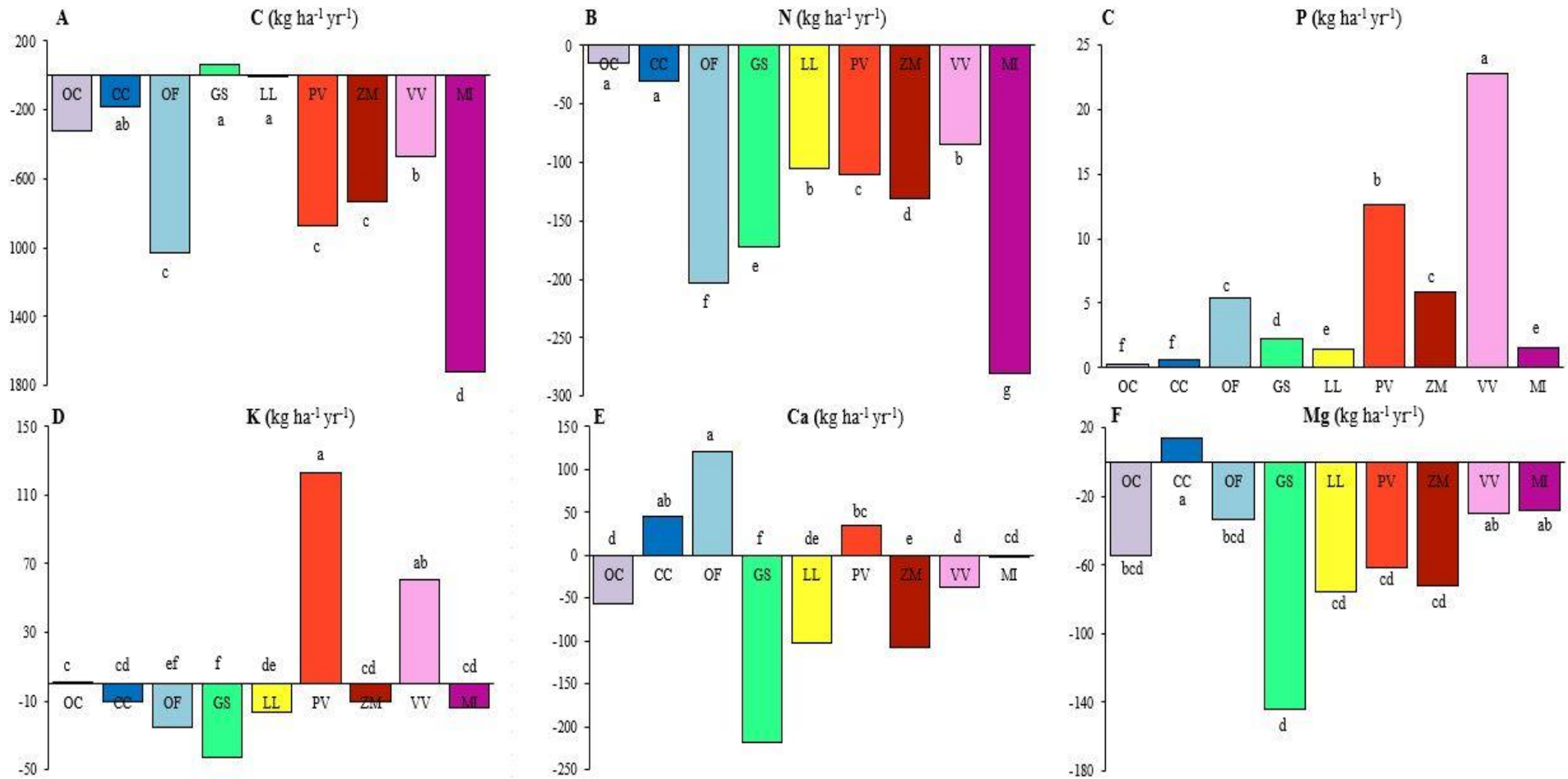
As concentrações e estoques de P extraível foram menores na Caatinga preservada do que em outros usos (Figs. 2 e 3). Portanto, todos os usos tiveram ganhos de P desde seu estabelecimento, variando de 1,6 a 22,7 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Fig. 4). As maiores concentrações e estoques de P ocorreram nos campos agrícolas, especialmente em vinhedos, seguidos por feijão. Entre as culturas forrageiras, os solos sob palma forrageira apresentaram os maiores estoques de P. As concentrações e estoques de potássio em culturas agrícolas seguiram as mesmas tendências encontradas para P, e foram maiores em vinhedos e feijões (Figs. 2 e 3, C e D). No

entanto, as tendências de K sob as culturas forrageiras diferiram das de P, com perdas em todos os outros usos e especialmente no campo de palma forrageira ( $26 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ; Fig. 4 D).

As maiores concentrações de Ca foram registradas nas camadas superficiais (0-20 cm) dos sistemas agrícolas, exceto para o sistema de manga (Fig. 2). No entanto, as maiores concentrações nas camadas mais profundas (40-100 cm) foram encontradas nos campos de capim-buffel e palma forrageira, que acumularam Ca ao longo do período de cultivo em relação à Caatinga preservada. Por outro lado, gliricídia e leucena tiveram perdas de Ca (Fig. 4). O Mg seguiu uma tendência semelhante com maior concentração nos 20 cm superiores do vinhedo e maiores concentrações sob capim-buffel, palma forrageira e Caatinga preservada abaixo desta profundidade. No entanto, todos os sistemas, exceto a pastagem de buffel, tiveram perdas de Mg, variando de 28 a  $144 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .



**Fig. 3.** Estoques (kg ha<sup>-1</sup>) de carbono e nutrientes em todos os perfis de solo (0-100 cm), seguidos pelas barras de erro padrão. Letras minúsculas indicam diferença significativa pelo teste de Kruskal Wallis ( $p < 0,05$ ). PC (Caatinga preservada), OC (Caatinga aberta), CC (*Cenchrus ciliaris*), OF (*Opuntia ficus-indica*), GS (*Gliricidia sepium*), LL (*Leucaena leucocephala*), PV (*Phaseolus vulgaris*), ZM (*Zea mays*), VV (*Vitis vinifera*), MI (*Mangifera indica*).



**Fig. 4.** Perdas e ganhos de carbono e nutrientes (kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) nos diferentes sistemas com referência à Caatinga preservada (PC). Letras minúsculas indicam diferença estatística pelo teste de Kruskal Wallis ( $p < 0,05$ ). PC (Caatinga preservada), OC (Caatinga aberta), CC (*Cenchrus ciliaris*), OF (*Opuntia ficus-indica*), GS (*Gliricidia sepium*), LL (*Leucaena leucocephala*), PV (*Phaseolus vulgaris*), ZM (*Zea mays*), VV (*Vitis vinifera*), MI (*Mangifera indica*).

### 3.4 DISCUSSÃO

As culturas contribuem de forma diferente para a manutenção de carbono e nutrientes nos solos. Os estoques de ambos os elementos podem mudar dependendo do manejo do solo, o que pode levar a maior ou menor produção de biomassa, aplicações de fertilizantes e remoção de produtos (Chaudhary et al., 2009). Os estoques de C e N do solo tendem a se equilibrar dinamicamente ao longo do tempo na Caatinga preservada, sem remoção de produtos e com baixas perdas de solo devido à erosão, dada a cobertura vegetal e a topografia plana. Os estoques são definidos pelas condições ambientais, com produção limitada de biomassa e sua incorporação ao solo devido ao déficit hídrico e com as altas perdas devido à alta mineralização causada pela alta radiação, especialmente na estação chuvosa, quando a umidade do solo permite intensa atividade microbiana (Zhao et al., 2016).

Apesar da menor densidade de árvores altas e arbustos na Caatinga aberta, a produção de biomassa não deve ser muito menor do que a da Caatinga preservada, porque pode ser compensada pela maior produção do estrato herbáceo que tem menor competição por luz, água e nutrientes das árvores e arbustos (Aquino et al., 2017). A contribuição para o solo tende a ser menor devido à remoção de parte da biomassa pelos rebanhos em pastejo, o que poderia explicar a diminuição dos estoques de C (11%) e N (3%) do solo em relação aos da caatinga preservada (Fig. 3 A e B). Esses declínios podem refletir as maiores perdas que podem ter ocorrido quando a área foi desmatada 27 anos antes para o plantio de árvores de *Prosopis juliflora* (Althoff et al., 2018; Araujo Filho et al., 2018). Os declínios nos estoques de Ca e Mg (23%–52%; Fig. 3 E e F) também podem ser atribuídos à remoção de biomassa por animais e à lixiviação durante as estações chuvosas. Como há poucas áreas de caatinga preservada e muitas foram transformadas em caatinga aberta para serem usadas como pastagens, o efeito regional foi a transferência de grandes quantidades de C e N do solo para a atmosfera. Essa transferência pode ser estimada em cerca de 9,2 Pg de CO<sub>2</sub> equivalente, considerando a perda de 8,6 Mg ha<sup>-1</sup> C e 0,4 N Mg ha<sup>-1</sup> em uma área de 22,7 milhões de hectares de caatinga aberta. O efeito oposto poderia ser alcançado pelo aumento das áreas preservadas, o que é viável devido à baixa lucratividade da pecuária na região (Araújo Filho, 2013).

Dentre outros usos pecuários, o capim-buffel, amplamente distribuído em regiões secas devido à sua grande produção de forragem, teve reduções de estoque de C e N no solo de 7% (957 Mg ha<sup>-1</sup> de emissão equivalente de CO<sub>2</sub>) e redução de K de 30% (Fig. 3 A, B e D). A palma forrageira teve perdas mais acentuadas de C (18%) e N (20%), equivalentes a 2.715 Mg ha<sup>-1</sup> de CO<sub>2</sub>, e também perdas de K (31%) e Mg (16%). Essas perdas, especialmente as da palma

forageira, podem ser explicadas pela baixa deposição de resíduos orgânicos e também pelas grandes remoções da biomassa acima do solo para alimentar os rebanhos fora dos campos cultivados (Santana Neto et al., 2015). Além disso, os sistemas radiculares tanto do capim-buffel quanto da palma forrageira são altamente concentrados nas camadas superficiais do solo, o que pode ter contribuído para as menores concentrações de Ca nessas camadas.

Tanto a gliricídia quanto a leucena são leguminosas de rápido crescimento e fixadoras de nitrogênio que supostamente contribuem para os estoques de C do solo (Conrad et al., 2017). O N fixado pela gliricídia e leucena pode aumentar a produtividade das culturas (Van Groenigen et al., 2006) e, portanto, os resíduos vegetais podem manter as concentrações de C do solo em valores semelhantes aos registrados na Caatinga preservada (Fig. 2 A) (Corand et al., 2018; Coser et al., 2018). As reduções nos estoques de N (12 e 13%), juntamente com as reduções em K (37 e 24%), Ca (33 e 26%) e Mg (51 e 45%) foram provavelmente devidas à extração de parte da biomassa acima do solo para alimentar os rebanhos e à ausência de reposição de nutrientes por fertilizantes.

As culturas irrigadas podem produzir mais biomassa do que a Caatinga e as culturas pecuárias não irrigadas, mas grande parte da biomassa acima do solo produzida é removida com as colheitas, especialmente em culturas de ciclo curto. Essas culturas também deixam o solo descoberto durante parte do ano, favorecendo a mineralização da matéria orgânica e a erosão (Mann et al., 2002). Por outro lado, a fertilização garante que as deficiências de nutrientes não limitem a produtividade das culturas. No presente estudo, todos os usos agrícolas resultaram em reduções nos estoques de matéria orgânica e N (Fig. 3 A e B), que foram menores no caso dos campos de uva e maiores no caso dos campos de manga. Aumentos em alguns dos estoques de nutrientes do solo foram observados para P (> 2000%), K (> 230%) e Ca (> 11%) nos campos de feijão, o que indica que um excesso de fertilizantes foi aplicado. O mesmo foi registrado para a fertilização com P nos campos de milho (aumento de > 1000%), mas não para K e Ca (perda de 22 e 38%, respectivamente). Essas são indicações claras de que os níveis de fertilização nessas culturas devem ser recalculados. No entanto, os estoques de Mg diminuíram em ambas as culturas (48% no feijão e 61% no milho; Fig. 3 F), mostrando que esse nutriente precisa fazer parte das recomendações de fertilização para essas culturas.

O cultivo de uvas apresentou estoques de C e N ligeiramente menores do que os da Caatinga preservada, provavelmente devido à aplicação de 15 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de esterco, garantindo uma entrada anual de 3,6 e 0,2 Mg ha<sup>-1</sup> de C e N, respectivamente (Silva et al., 2016). O arranjo das plantas espaçadas 3 × 2 m, com uma densidade de 1.665 plantas ha<sup>-1</sup>, leva a uma alta produção primária líquida (Brunori et al., 2016). As plantas são podadas a cada ciclo

de colheita, e as entradas de C e N no solo são altas devido à existência de duas colheitas por ano. Entretanto, a baixa relação C:N dos esterços levou a perdas de N nos vinhedos em relação à Caatinga preservada (Fig. 4 B), provavelmente agravadas pela volatilização do nitrogênio (Persson e Kirchmann, 1994; Silva et al., 2016). A aplicação excessiva de P ( $20\text{--}70 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) em relação à absorção pela planta ( $2\text{--}28 \text{ kg ha}^{-1}$ ; Silva, 2012) aumentou consideravelmente as concentrações de P extraível ( $>40$  vezes). Como as perdas por erosão são esperadas para serem baixas nessas áreas planas, há acúmulo gradual de P, mas os fertilizantes devem ser aplicados idealmente com base na demanda da planta, sem comprometer a qualidade e o equilíbrio ambiental (Mallarino e Schepers, 2005). Por outro lado, as perdas de Ca (13%) e Mg (25%) indicam que a adição desses nutrientes por meio da fertilização não supre a necessidade das plantas para renovação de brotos e enchimento de frutos.

As grandes perdas de C e N no solo nos campos de manga (70 e 66%, respectivamente) provavelmente se devem ao maior espaçamento de plantio dessa cultura ( $8 \times 6 \text{ m}$ ), restando apenas  $208 \text{ plantas ha}^{-1}$ , e também às podas menos frequentes e menores aplicações de esterco do que nos campos de uva. Dessa forma, o solo fica mais exposto à radiação solar, acelerando o processo de decomposição da matéria orgânica e perdas de C e N (Oliveira et al., 2015; Santos et al., 2019; Giongo et al., 2020). As perdas de K (39%) e Mg (33%) foram menos acentuadas que as de C e N, mas indicam a necessidade de fertilização para evitar baixas reservas desses nutrientes no sistema solo-planta. Houve também aumento de P na cultura da manga ( $>390\%$ ), confirmando a tendência encontrada em todas as culturas irrigadas de fertilização excessiva com fosfato.

A região semiárida brasileira cobre  $1,12$  milhões de  $\text{km}^2$ , dos quais 52% permanecem cobertos por floresta nativa (INSA, 2018). Assumindo estoques de  $80,7 \text{ Mg ha}^{-1}$  de C e  $13,9 \text{ Mg ha}^{-1}$  de N até 1 m de profundidade, o solo sob essa floresta conteria cerca de  $4,6 \text{ Pg}$  de C e  $0,8 \text{ Pg}$  de N (INSA, 2018). No entanto, estimativas regionais, incluindo áreas mais úmidas da região semiárida, relatam estoques mais altos por unidade de área:  $98,3 \text{ Mg ha}^{-1}$  de C em Santana et al. (2019),  $117,6 \text{ Mg ha}^{-1}$  de C em Menezes et al. (2021) e  $10,9 \text{ Mg ha}^{-1}$  de N em Santos et al. (2021). Os estoques de solo também são maiores em outras partes do mundo (Villarino et al., 2017).

As pastagens cobrem 19% da região semiárida (INSA, 2018), perderam 7% de C e N do solo, em relação à Caatinga preservada, e estocariam  $1,5 \text{ Pg}$  de C e  $0,3 \text{ Pg}$  de N, assumindo os estoques unitários de solo em nossa área de estudo. Se as pastagens continuarem sua tendência de aumento da ocupação da caatinga, dobrando a área atual, a emissão equivalente de  $\text{CO}_2$  seria de  $0,9 \text{ Pg}$ . No entanto, Menezes et al. (2021) estimaram maiores perdas

proporcionais (~3,1 Pg CO<sub>2</sub> equivalente) para o agregado de pastagens nativas e cultivadas na região.

A agricultura ocupa cerca de 9% da região semiárida (INSA, 2018), a maior parte dela milho e feijão de sequeiro, com apenas cerca de 0,3% sendo irrigados (IBGE, 2017). As perdas de C em campos agrícolas de sequeiro na região foram maiores do que os 23% em nossos campos irrigados de milho e feijão: 36% (Santana et al., 2019) e 34% (Menezes et al., 2021). Isso provavelmente se deve à maior produção de biomassa acima do solo e principalmente de raízes. Campos irrigados em regiões semiáridas podem perder maiores quantidades de C e N do que campos de sequeiro devido à maior atividade microbiana ao longo do ano (Fu et al., 2021). As perdas de C do solo no mundo causadas pela substituição de florestas nativas por campos agrícolas foram estimadas em uma média de 52% em regiões temperadas, 41% em regiões tropicais e 31% em regiões boreais (Wei et al., 2014).

Manga e vinhedos ocupam 52,4 e 10,7 mil ha, respectivamente, no semiárido brasileiro (IBGE, 2017). As perdas de C e N do solo nos campos de manga foram de 56,8 Mg ha<sup>-1</sup> (70%) e 9,2 Mg ha<sup>-1</sup> (66%) e nos vinhedos de 11,2 (14%) e 2 Mg ha<sup>-1</sup> (15%). Considerando as áreas cultivadas atuais, a emissão nos campos de manga foi de 0,46 Pg CO<sub>2</sub> equivalente e 0,02 Pg CO<sub>2</sub> equivalente nos vinhedos. A expansão dos campos irrigados na região é limitada pela disponibilidade hídrica, com a área potencial máxima irrigada estimada em 2 milhões de ha, e provavelmente ocupada por culturas mais rentáveis, como manga e uva. Os solos sob campos de manga estocam cerca de 1,25 Tg C e 0,24 Tg N, enquanto os vinhedos estocam 0,74 Tg C e 0,13 Tg N. Se a área potencial irrigada estimada fosse plantada com pomares de manga, as perdas de C e N do solo poderiam atingir 48 e 9,3 Tg, respectivamente, o equivalente a 8,9 Pg de emissão de CO<sub>2</sub>.

### 3.5 CONCLUSÃO

Os impactos da mudança no uso da terra diferem em termos de estoques de carbono e nutrientes do solo. Os sistemas agrícolas irrigados perderam mais C do que os sistemas de pecuária de sequeiro, especialmente a manga (perda de 70%), mas as perdas de N foram maiores nos sistemas de pecuária (3–20%) devido à fertilização com N nos campos agrícolas. As perdas de Ca e Mg foram mais acentuadas em culturas irrigadas. A fertilização acima das necessidades da cultura aumentou muito o P extraível e aumentou o K em campos de feijão e vinhedos. O conhecimento das mudanças nos estoques de C e nutrientes do solo pode permitir o desenvolvimento de práticas de manejo que reduzam os impactos negativos da mudança no uso



da terra e promovam a produção agrícola sustentável. Esses resultados preenchem uma lacuna para produtores locais que buscam um manejo mais sustentável de suas plantações, bem como para a comunidade global que busca entender como o homem está intervindo nos ecossistemas naturais, incluindo terras semiáridas, e delinear estratégias para manter o desenvolvimento humano sem comprometer os recursos naturais e as populações futuras.

## REFERÊNCIAS

ALTHOFF, Tiago Diniz et al. Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 254, p. 26-34, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.016>.

AQUINO, Deodato N. et al. Belowground carbon and nitrogen on a thinned and un-thinned seasonally dry tropical forest. **American Journal of Plant Sciences**, v. 8, n. 9, p. 2083-2100, 2017. <https://doi.org/10.4236/ajps.2017.89140>.

Araújo Filho, João Ambrósio. Manejo Pastoril Sustentável da Caatinga. Projeto Dom Elder, Recife, 2013.

ARAUJO FILHO, Renisson Neponuceno et al. Recovery of carbon stocks in deforested caatinga dry forest soils requires at least 60 years. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 210-220, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.002>.

BLACK, C.A. et al. **Methods of Soil Analysis**. Second ed. American Society of Agronomy, Madison, WI, USA, p. 770, 1965.

BRUNORI, Elena; FARINA, Roberta; BIASI, Rita. Sustainable viticulture: The carbon-sink function of the vineyard agro-ecosystem. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 223, p. 10-21, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.012>.

CALLESEN, Ingeborg et al. Carbon storage and nutrient mobilization from soil minerals by deep roots and rhizospheres. **Forest Ecology and Management**, v. 359, p. 322-331, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.08.019>.

CHAUDHARY, V. Bala et al. Untangling the biological contributions to soil stability in semiarid shrublands. **Ecological Applications**, v. 19, n. 1, p. 110-122, 2009. <https://doi.org/10.1890/07-2076.1>.

CONRAD, K. A. et al. Free light fraction carbon and nitrogen, a physically uncomplexed soil organic matter distribution within subtropical grass and leucaena-grass pastures. **Soil Research**, v. 56, n. 8, p. 820-828, 2018. <https://doi.org/10.1071/SR18162>.

CONRAD, Kathryn A. et al. The sequestration and turnover of soil organic carbon in subtropical leucaena-grass pastures. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 248, p. 38-47, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.07.020>.

- COSER, Thais Rodrigues et al. Short-term buildup of carbon from a low-productivity pastureland to an agrisilviculture system in the Brazilian savannah. **Agricultural Systems**, v. 166, p. 184-195, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.01.030>.
- DELGADO-BAQUERIZO, Manuel et al. Decoupling of soil nutrient cycles as a function of aridity in global drylands. **Nature**, v. 502, n. 7473, p. 672-676, 2013. <https://doi.org/10.1038/nature12670>.
- FU, Bingzhe et al. Effects of subsurface drip irrigation on alfalfa (*Medicago sativa* L.) growth and soil microbial community structures in arid and semi-arid areas of northern China. **Applied Soil Ecology**, v. 159, p. 103859, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103859>
- GIONGO, Vanderlise et al. Optimizing multifunctional agroecosystems in irrigated dryland agriculture to restore soil carbon—Experiments and modelling. **Science of the Total Environment**, v. 725, p. 138072, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138072>.
- HORA, Juliane Souza Luiz et al. Drivers of species' use for fuelwood purposes: A case study in the Brazilian semiarid region. **Journal of Arid Environments**, v. 185, p. 104324, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104324>.
- JAMELLI, Davi; BERNARD, Enrico; MELO, Felipe PL. Habitat use and feeding behavior of domestic free-ranging goats in a seasonal tropical dry forest. **Journal of Arid Environments**, v. 190, p. 104532, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104532>.
- JOBAGY, Esteban G.; JACKSON, Robert B. The distribution of soil nutrients with depth: global patterns and the imprint of plants. **Biogeochemistry**, v. 53, p. 51-77, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1010760720215>.
- JOHNSON, Dale W.; TURNER, John. Tamm Review: Nutrient cycling in forests: A historical look and newer developments. **Forest Ecology and Management**, v. 444, p. 344-373, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.052>.
- LIMA JÚNIOR, Claudemiro et al. Estimation of “caatinga” woody biomass using allometric equations and vegetation index. **Scientia Forestalis**, 42, 289-298, 2014.
- MALLARINO, Antonio P.; SCHEPERS, James S. Role of precision agriculture in phosphorus management practices. **Phosphorus: Agriculture and the Environment**, v. 46, p. 881-908, 2005. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr46.c27>.
- MANN, Linda; TOLBERT, Virginia; CUSHMAN, Janet. Potential environmental effects of corn (*Zea mays* L.) stover removal with emphasis on soil organic matter and erosion. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 89, n. 3, p. 149-166, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00166-9](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00166-9).
- MEHNAZ, Kazi R.; KEITEL, Claudia; DIJKSTRA, Feike A. Phosphorus availability and plants alter soil nitrogen retention and loss. **Science of the Total Environment**, v. 671, p. 786-794, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.422>.
- MENEZES, Rômulo Simões Cezar et al. Soil and vegetation carbon stocks after land-use

changes in a seasonally dry tropical forest. **Geoderma**, v. 390, p. 114943, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114943>.

OLIVEIRA, Sâmia Paiva et al. Organic carbon and nitrogen stocks in soils of northeastern Brazil converted to irrigated agriculture. **Land Degradation & Development**, v. 26, n. 1, p. 9-21, 2015. <https://doi.org/10.1002/ldr.2264>.

PERSSON, Jan; KIRCHMANN, Holger. Carbon and nitrogen in arable soils as affected by supply of N fertilizers and organic manures. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 51, n. 1-2, p. 249-255, 1994. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(94\)90048-5](https://doi.org/10.1016/0167-8809(94)90048-5).

PRIESS, J. A.; DE KONING, G. H. J.; VELDKAMP, A. Assessment of interactions between land use change and carbon and nutrient fluxes in Ecuador. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 85, n. 1-3, p. 269-279, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00193-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00193-1).

SACRAMENTO, José Augusto Amorim Silva do et al. Soil carbon and nitrogen stocks in traditional agricultural and agroforestry systems in the semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 784-795, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000300025>.

SANTANA, Mônica da Silva et al. Trophic groups of soil fauna in semiarid: Impacts of land use change, climatic seasonality and environmental variables. **Pedobiologia**, v. 89, p. 150774, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2021.150774>

SANTANA, Mônica da Silva et al. Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 16, p. e00205, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00205>.

SANTANA NETO, José Adelson; CASTRO FILHO, E. S.; ARAÚJO, HR de. Potencial das cactáceas como alternativa alimentar para ruminantes no semiárido. **Nutritime Revista Eletrônica**, v. 12, n. 6, p. 4426-4434, 2015.

SANTOS, Leane Rodrigues et al. Does irrigated mango cultivation alter organic carbon stocks under fragile soils in semiarid climate?. **Scientia Horticulturae**, v. 255, p. 121-127, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.05.015>.

SANTOS, Uemeson José et al. Nitrogen stocks in soil classes under different land uses in the Brazilian semiarid region. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 21, p. 1621-1630, 2021. <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00466-4>.

SHIERLAW, J.; ALSTON, A. M. Effect of soil compaction on root growth and uptake of phosphorus. **Plant and soil**, v. 77, p. 15-28, 1984. <https://doi.org/10.1007/BF02182808>.

SILVA, Davi José. Nutrição e Adubação da Videira em Sistema de Produção Integrada. Circular Técnica Embrapa 100, 1–10, 2012.

SILVA, Davi José et al. Organic and nitrogen fertilization of soil under ‘Syrah’ grapevine: effects on soil chemical properties and nitrate concentration. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. e0150073, 2016. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20150073>.

SPARKS, D. L.; HUANG, P. M. Physical chemistry of soil potassium. **Potassium in agriculture**, p. 201-276, 1985. <https://doi.org/10.2134/1985.potassium.c9>.

STEWART, B.A., 2016. Dryland farming. In: Reference Module in Food Science. Elsevier, pp. 1–10. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100596-5.02937-1>.

THORUP-KRISTENSEN, Kristian et al. Digging deeper for agricultural resources, the value of deep rooting. **Trends in Plant Science**, v. 25, n. 4, p. 406-417, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2019.12.007>.

TIAN, Liming et al. Vertical patterns and controls of soil nutrients in alpine grassland: Implications for nutrient uptake. **Science of the Total Environment**, v. 607, p. 855-864, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.080>.

VAN GROENIGEN, Kees-Jan et al. Element interactions limit soil carbon storage. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 17, p. 6571-6574, 2006. <https://doi.org/10.1073/pnas.0509038103>.

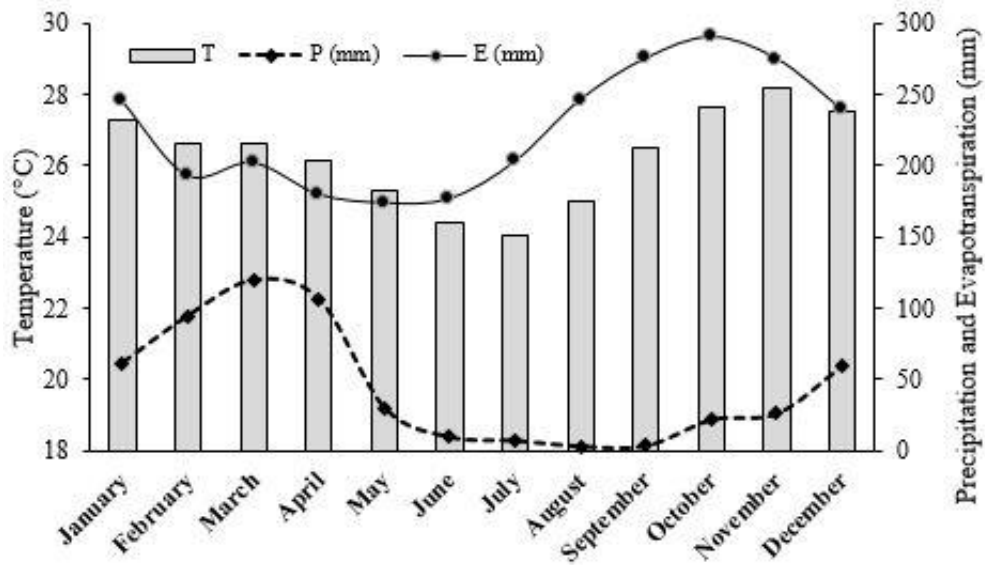
VILLARINO, Sebastián Horacio et al. Deforestation impacts on soil organic carbon stocks in the Semiarid Chaco Region, Argentina. **Science of the total environment**, v. 575, p. 1056-1065, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.175>.

WEI, Xiaorong et al. Global pattern of soil carbon losses due to the conversion of forests to agricultural land. **Scientific reports**, v. 4, n. 1, p. 4062, 2014. <https://doi.org/10.1038/srep04062>

WRB. World reference base for soil resources. International Soil Classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resour. Rep. 106, 2014. <https://doi.org/10.1017/S0014479706394902>.

ZHAO, Cancan et al. Soil microbial community composition and respiration along an experimental precipitation gradient in a semiarid steppe. **Scientific reports**, v. 6, n. 1, p. 24317, 2016. <https://doi.org/10.1038/srep24317>.

### 3.6 MATERIAL SUPLEMENTAR CAPÍTULO II



**Fig. S1.** Dados climáticos da Estação Experimental de Bebedouro da Embrapa Semiárido, município de Petrolina, estado de Pernambuco, NE do Brasil. Média entre os anos de 1973 a 2018.

**Tabela S1.** Caracterização física do solo de ARGISSOLO sob vegetação nativa e diferentes usos do solo ao longo do perfil

Camada (cm)	PC	DC	CC	OF	GS	LL	PV	ZM	VV	MI
<b>Densidade aparente (g cm<sup>3</sup>)</b>										
0--5	1.37	1.47	1.44	1.48	1.60	1.43	1.63	1.40	1.48	1.34
5--10	1.52	1.57	1.59	1.58	1.46	1.60	1.59	1.44	1.55	1.34
10--15	1.52	1.61	1.68	1.67	1.53	1.41	1.64	1.50	1.67	1.39
15--20	1.59	1.79	1.72	1.70	1.60	1.48	1.76	1.57	1.70	1.42
20--30	1.60	1.78	1.71	1.71	1.55	1.54	1.77	1.58	1.65	1.41
30--40	1.68	1.79	1.76	1.77	1.68	1.61	1.97	1.58	1.73	1.50
40--60	1.72	1.78	1.76	1.72	1.75	1.63	1.91	1.55	1.78	1.46
60--80	1.69	1.79	1.73	1.88	1.72	1.64	1.62	1.58	1.67	1.25
80-100	1.69	1.77	1.83	1.77	1.68	1.72	1.56	1.55	1.67	1.29
<b>Densidade de partículas (g cm<sup>3</sup>)</b>										
0--5	2.52	2.58	2.51	2.58	2.55	2.49	2.55	2.55	2.53	2.54
5--10	2.56	2.59	2.56	2.61	2.58	2.55	2.56	2.57	2.57	2.55
10--15	2.55	2.60	2.58	2.59	2.50	2.53	2.55	2.51	2.57	2.56
15--20	2.59	2.60	2.54	2.59	2.45	2.51	2.56	2.54	2.60	2.56
20--30	2.57	2.59	2.57	2.62	2.57	2.49	2.56	2.56	2.36	2.54
30--40	2.57	2.64	2.56	2.58	2.63	2.44	2.56	2.60	2.57	2.55
40--60	2.58	2.59	2.57	2.57	2.62	2.53	2.57	2.60	2.55	2.54
60--80	2.61	2.56	2.60	2.62	2.62	2.40	2.53	2.58	2.57	2.55
80-100	2.58	2.59	2.61	2.61	2.69	2.53	2.55	2.44	2.59	2.54
<b>Porosidade (%)</b>										
0--5	48.87	48.22	50.31	47.00	50.37	50.64	49.71	44.25	48.57	48.79
5--10	47.56	48.85	48.09	48.30	52.97	52.08	49.79	44.99	47.99	48.21
10--15	47.32	48.41	48.64	48.13	51.23	53.18	50.15	44.84	48.32	47.90
15--20	46.50	48.89	50.76	47.90	49.55	49.59	50.70	46.17	48.43	48.29
20--30	48.18	51.37	50.24	49.19	51.85	58.31	49.98	45.16	40.00	47.46
30--40	51.51	54.53	50.63	49.51	53.03	55.19	48.73	46.19	45.62	50.26
40--60	54.19	52.70	53.84	53.25	54.85	44.47	50.98	46.44	46.16	51.43
60--80	55.25	52.86	55.75	56.51	55.24	56.11	48.22	46.24	48.06	50.31
80-100	52.85	53.15	56.16	66.54	56.36	49.65	48.77	43.56	48.79	51.51
<b>Areia (g kg<sup>-1</sup>)</b>										
0--5	657	744	648	775	779	758	757	804	753	822
5--10	653	780	729	787	747	820	752	806	753	819
10--15	702	754	711	800	767	757	756	823	755	791
15--20	692	733	679	804	789	751	739	813	774	788
20--30	676	669	620	783	743	673	736	832	787	790
30--40	557	599	524	728	611	620	680	818	791	724
40--60	430	533	498	614	662	526	593	812	777	681
60--80	323	469	408	497	477	527	589	776	659	696
80-100	379	463	409	474	467	547	599	755	643	659

<b>Silte (g kg<sup>-1</sup>)</b>										
0--5	303	206	315	160	112	93	182	180	215	124
5--10	300	171	210	171	147	117	190	172	199	122
10--15	247	187	198	153	121	148	177	154	186	151
15--20	247	177	188	148	109	129	171	148	157	143
20--30	240	177	201	155	125	140	140	112	139	131
30--40	234	160	247	137	156	90	151	114	133	106
40--60	247	156	257	139	225	182	234	103	125	106
60--80	279	165	337	99	175	164	168	117	168	72
80-100	265	208	339	98	226	185	130	126	196	83
<b>Argila (g kg<sup>-1</sup>)</b>										
0--5	41	50	37	65	108	149	61	15	32	54
5--10	47	50	61	42	106	63	58	22	47	59
10--15	52	59	91	47	112	95	67	24	59	59
15--20	61	89	133	47	101	120	90	39	68	69
20--30	84	154	179	62	132	187	124	56	73	79
30--40	209	241	228	135	233	290	169	67	76	170
40--60	323	311	245	247	113	292	173	85	98	213
60--80	397	365	255	403	349	309	243	107	172	232
80-100	356	330	252	428	308	267	271	119	162	258

PC (Caatinga preservada), DC (Caatinga degradada), CC (*Cenchrus ciliaris* L.), OF (*Opuntia ficus indica*), GS (*Gliricidia sepium*), LL (*Leucaena leucocephala*), PV (*Phaseolus vulgaris*), ZM (*Zea Mays*), VV (*Vitis vinífera*), MI (*Mangifera indica*).

**Tabela S2.** Concentração de carbono e nutrientes ao longo do perfil do solo em diferentes usos da terra em um ambiente semiárido

Camada (cm)	PC	DC	CC	OF	GS	LL	PV	ZM	VV	MI
<b>C (g Kg)</b>										
0--5	13.54 a	7.74 cd	7.59 cd	6.24 ef	8.03 bc	6.54 de	6.11 f	6.30 ef	10.97 ab	3.55 g
5--10	6.25 b	4.62 c	4.41 c	4.55 c	8.10 a	7.24 a	5.90 b	6.04 b	8.28 a	2.44 d
10--15	4.80 c	5.15 c	4.82 cd	4.22 d	7.01 a	7.65 a	5.19 c	6.05 b	6.68 ab	1.97 e
15--20	4.60 d	4.30 de	4.37 de	3.78 f	5.01 bc	6.25 ab	4.17 e	4.89 c	7.81 a	1.78 f
20--30	4.29 b	4.19 b	4.38 b	3.39 cd	5.11 a	6.41 a	3.62 c	4.41 b	4.62 b	1.59 d
30--40	4.94 ab	3.97 cd	4.35 bc	3.68 d	5.16 ab	5.67 a	3.52 d	3.85 cd	3.76 d	1.56 e
40--60	4.99 a	4.38 c	4.38 c	4.22 c	4.65 b	4.72 b	3.29 e	3.58 d	3.32 e	1.44 f
60--80	4.29 a	3.89 bc	4.32 a	3.71 c	4.25 ab	3.72 c	3.13 e	3.36 d	3.75 c	1.07 f
80-100	3.71 ab	3.60 abc	3.91 a	3.38 bc	3.92 a	3.43 bc	3.20 d	3.24 d	3.41 cd	1.00 e
<b>N (g Kg)</b>										
0--5	1.02 a	0.93 ab	0.87 b	0.71 e	0.76 de	0.73 ef	0.79 cd	0.84 bc	0.99 a	0.36 f
5--10	0.82 b	0.75 cd	0.64 ef	0.70 de	0.85 a	0.71 de	0.77 bc	0.79 bc	0.98 a	0.24 f
10--15	0.73 ab	0.77 ab	0.69 bc	0.59 cd	0.74 ab	0.77 a	0.69 b	0.77 a	0.79 a	0.19 d
15--20	0.74 bcd	0.72 cde	0.68 ef	0.69 ef	0.62 fg	0.75 abc	0.71 de	0.77 ab	0.85 a	0.23 g
20--30	0.75 ab	0.70 bc	0.69 c	0.57 cd	0.71 bc	0.75 a	0.70 c	0.68 c	0.78 a	0.37 d
30--40	0.84 a	0.78 bc	0.82 ab	0.55 fg	0.73 de	0.74 cd	0.66 f	0.70 e	0.74 d	0.30 g
40--60	0.90 a	0.79 b	0.77 bc	0.70 de	0.80 b	0.74 cd	0.69 e	0.60 f	0.66 e	0.33 g
60--80	0.83 a	0.81 ab	0.79 ab	0.67 cd	0.70 cd	0.77 b	0.65 d	0.64 d	0.71 c	0.22 e
80-100	0.86 a	0.84 a	0.77 ab	0.71 cd	0.74 bc	0.68 d	0.66 d	0.69 d	0.70 cd	0.14 e
<b>P (mg dm<sup>3</sup>)</b>										
0--5	3.12 h	4.39 g	16.28 d	4.49 g	5.30 f	8.79 e	86.55 b	32.53 c	124.03 a	16.96 d
5--10	1.75 h	2.82 g	3.93 f	3.10 g	4.38 f	6.52 e	72.62 b	27.17 c	96.89 a	14.95 d
10--15	1.33 h	1.87 g	3.77 e	2.55 f	3.65 e	3.48 e	58.85 b	21.99 c	96.27 a	8.61 d
15--20	1.09 h	1.70 g	1.65 g	2.10 f	2.75 e	2.93 e	50.52 b	18.79 c	73.04 a	5.30 d
20--30	0.89 h	1.37 g	1.65 fg	1.85 f	2.28 e	2.16 e	33.47 b	12.70 c	71.10 a	3.83 d
30--40	0.75 h	1.10 gh	1.10 g	1.70 f	1.93 e	1.83 ef	7.50 c	11.07 b	52.66 a	2.66 d
40--60	0.60 h	1.02 g	1.09 g	1.55 f	1.76 e	1.70 ef	3.74 c	8.69 b	28.22 a	2.26 d
60--80	0.49 e	0.85 de	0.90 de	1.37 cd	1.62 c	1.59 c	2.10 b	2.08 b	7.11 a	2.08 b
80-100	0.43 h	0.68 gh	0.87 fg	1.23 de	1.50 bc	1.46 cd	1.83 bc	1.03 ef	2.87 a	1.93 b
<b>K (cmole dm<sup>3</sup>)</b>										
0--5	0.29 c	0.23 d	0.50 a	0.21 de	0.27 c	0.30 c	0.56 a	0.38 b	0.37 b	0.17 e
5--10	0.22 bc	0.18 cd	0.40 a	0.13 e	0.21 bc	0.23 b	0.49 a	0.23 b	0.33 a	0.17 d
10--15	0.18 c	0.18 c	0.37 a	0.12 d	0.12 d	0.21 bc	0.45 a	0.21 b	0.32 a	0.17 c
15--20	0.18 def	0.19 cde	0.29 bc	0.09 g	0.14 fg	0.14 ef	0.47 a	0.21 cd	0.33 ab	0.16 ef
20--30	0.18 de	0.22 bc	0.14 efg	0.09 g	0.13 fg	0.16 def	0.52 a	0.19 cd	0.29 ab	0.16 def
30--40	0.18 b	0.27 a	0.08 e	0.11 de	0.16 bcd	0.17 bc	0.68 a	0.18 bc	0.28 a	0.13 cde
40--60	0.20 cd	0.24 bc	0.06 h	0.12 efg	0.09 gh	0.18 cde	0.76 a	0.14 def	0.32 ab	0.12 fg
60--80	0.18 cd	0.17 bc	0.07 f	0.12 cde	0.11 de	0.09 ef	0.73 a	0.09 ef	0.46 ab	0.07 f
80-100	0.15 b	0.08 cd	0.06 e	0.13 bc	0.07 de	0.06 de	0.42 a	0.07 de	0.51 a	0.05 e
<b>Ca (cmole dm<sup>3</sup>)</b>										
0--5	2.50 bcd	1.88 def	1.55 f	1.90 def	1.83 ef	1.50 f	2.54 ab	2.10 cde	3.17 a	3.59 abc
5--10	1.77 cd	1.23 e	1.73 cd	1.48 de	1.73 cd	1.48 de	2.35 ab	2.19 b	3.10 a	1.89 c
10--15	1.40 cd	1.23 de	0.90 e	1.48 bcd	1.30 de	1.40 bcd	2.38 a	1.63 bc	2.25 a	1.74 b
15--20	1.11 de	0.96 e	1.44 bcd	1.45 cd	1.53 bcd	1.25 de	2.03 a	1.73 b	1.73 bc	1.45 cd
20--30	1.17 cd	1.04 d	2.03 ab	1.35 bcd	1.45 b	1.33 bcd	1.96 a	1.41 b	1.40 bc	1.34 bcd



30--40	1.46 d	1.25 d	2.58 a	1.63 bc	1.28 d	1.35 cd	2.04 ab	1.31 d	1.53 bcd	1.66 cd
40--60	1.79 cde	1.58 def	2.95 a	2.25 ab	1.45 ef	1.25 fg	1.95 bcd	0.98 g	1.53 ef	2.03 bc
60--80	2.42 b	1.98 bcd	3.25 a	3.45 a	1.25 ef	1.93 cd	2.18 bc	1.03 f	1.80 de	2.18 bcd
80-100	2.93 b	1.83 de	2.45 bc	3.80 a	1.25 ef	1.63 e	2.90 ab	1.13 f	1.60 e	2.19 cd
<b>Mg (cmolc dm<sup>3</sup>)</b>										
0--5	0.93 c	0.83 cd	1.08 bc	0.65 de	0.80 cd	0.70 d	0.84 cd	0.50 e	2.32 a	1.26 ab
5--10	0.66 ef	0.60 f	1.19 ab	0.60 f	0.78 cd	0.68 def	0.78 de	0.39 g	1.80 a	1.04 bc
10--15	0.55 f	0.53 ef	0.67 cde	0.58 ef	0.60 def	0.63 def	0.73 bcd	0.81 bc	1.28 a	0.88 ab
15--20	0.63 c	0.66 bc	0.79 abc	0.55 c	0.70 bc	0.63 bc	0.76 bc	0.83 ab	1.20 a	0.74 bc
20--30	0.72 b	0.64 b	1.10 a	0.55 b	0.70 ab	0.65 b	0.69 b	0.66 b	0.92 a	0.65 b
30--40	0.82 bc	0.63 bc	1.40 a	0.68 bc	0.73 abc	0.55 c	0.81 ab	0.70 bc	0.56 c	0.66 bc
40--60	1.52 a	0.68 d	1.70 a	0.95 bc	0.70 cd	0.68 d	0.73 d	0.41 e	1.03 ab	1.00 b
60--80	2.30 a	0.85 d	2.08 a	1.53 ab	0.68 d	1.10 bc	0.75 d	0.41 e	1.11 bc	1.03 c
80-100	1.75 a	0.61 c	2.23 a	1.85 a	0.70 c	0.85 bc	0.74 c	0.64 c	1.08 b	1.03 b

\*Letras minúsculas indicam diferença entre os usos da terra em cada profundidade pelo teste de Kruskal Wallis. PC (Caatinga preservada), DC (Caatinga degradada), CC (*Cenchrus ciliaris* L.), OF (*Opuntia ficus indica*), GS (*Gliricidia sepium*), LL (*Leucaena leucocephala*), PV (*Phaseolus vulgaris*), ZM (*Zea Mays*), VV (*Vitis vinífera*), MI (*Mangifera indica*).

## 4 CAPÍTULO III

### TRABALHO PUBLICADO NA PEDOBIOLOGIA - JOURNAL OF SOIL ECOLOGY

Pedobiologia - Journal of Soil Ecology 89 (2021) 150774



Contents lists available at [ScienceDirect](https://www.sciencedirect.com)

Pedobiologia - Journal of Soil Ecology

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/pedobi](http://www.elsevier.com/locate/pedobi)



#### Trophic groups of soil fauna in semiarid: Impacts of land use change, climatic seasonality and environmental variables

Mônica da Silva Santana<sup>a,\*</sup>, Eunice Maia Andrade<sup>b</sup>, Vitória Rodrigues Oliveira<sup>c</sup>,  
Bruna Barbosa Costa<sup>c</sup>, Vanêssa Coelho Silva<sup>d</sup>, Maria do Socorro Conceição de Freitas<sup>e</sup>,  
Tony Jarbas Ferreira Cunha<sup>f,1</sup>, Vanderlise Giongo<sup>f</sup>

<sup>a</sup> Pos Graduate Ecology and Natural Resources, Department of Biology, Federal University of Ceará, CEP: 60455-970, Fortaleza, CE, Brazil

<sup>b</sup> Researcher 1A CNPq, Universidade Federal Rural do Semiárido, CEP: 50740-540, Mosoró, RN, Brazil

<sup>c</sup> Universidade de Pernambuco – Departamento de Biologia, CEP: 56.328-900, Petrolina, PE, Brazil

<sup>d</sup> Universidade de Pernambuco – PPGCTAS, CEP: 56.328-900, Petrolina, PE, Brazil

<sup>e</sup> Professor of the Instituto Federal do Sertão Pernambucano, IF-Sertão, Campus Ouricuri, Ouricuri, PE, Brazil

<sup>f</sup> Embrapa Semiárido, CEP: 56302-970, Petrolina, PE, Brazil

### GRUPOS TRÓFICOS DA FAUNA DO SOLO NO SEMIÁRIDO: IMPACTOS DA MUDANÇA DO USO DA TERRA, SAZONALIDADE CLIMÁTICA E VARIÁVEIS AMBIENTAIS

#### RESUMO

A fauna do solo desempenha diversas funções em ecossistemas nativos e antropizados, sendo afetada pela variação espaço-temporal e pela disponibilidade de recursos ambientais. No entanto, ainda há uma lacuna no conhecimento de como a mudança do uso da terra, a sazonalidade climática e as variáveis do solo e do clima impactam os grupos tróficos da fauna do solo em ambientes semiáridos. Investigamos a abundância de detritívoros, herbívoros, microbívoros e predadores em três usos da terra (floresta nativa, pastagem e agricultura irrigada), durante a estação seca e chuvosa, usando dois métodos de coleta (monólitos de solo separados manualmente e armadilhas) e os efeitos das variáveis do solo e do clima na fauna do solo. A atividade de detritívoros e predadores foi predominante na camada de 0-20 cm (monólitos), enquanto a abundância de herbívoros e microbívoros foi maior na superfície do solo (armadilhas). Áreas agrícolas irrigadas apresentaram maior abundância de fauna do solo e uma estrutura comunitária diferente da floresta nativa e pastagem, devido à disponibilidade

contínua de água. Variáveis climáticas sazonais (temperatura, umidade do ar, radiação solar e velocidade do vento), características do solo (macronutrientes, C, razão C:N, pH e CTC) e mudanças no uso da terra impactaram todos os grupos tróficos. A agricultura irrigada em regiões semiáridas pode servir como refúgio para a fauna do solo, trazendo luz para uma nova estrutura comunitária que pode ser moldada para abrigar a maior biodiversidade possível.

#### 4.1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas secos suportam uma ampla diversidade de organismos do solo, que desempenham um papel importante no fornecimento e manutenção de serviços ecossistêmicos (Cayuela et al., 2020). Os diferentes grupos tróficos da fauna do solo influenciam direta e/ou indiretamente a formação do solo, a decomposição de resíduos, a ciclagem de nutrientes e carbono, a regulação biótica e o aumento da produtividade primária líquida (Abgrall et al., 2019; Briones, 2018; Liu et al., 2019). Esses organismos são afetados por interações complexas entre fatores abióticos e bióticos e suas variações espaço-temporais (Tibbett et al., 2019; Wu e Wang, 2019).

As regiões semiáridas representam 37% das terras secas (FAO, 2016) e, por terem estações secas e chuvosas bem definidas, são adequadas para a produção sazonal de alimentos (Lal, 1988). A constante sazonalidade climática das áreas semiáridas possibilitou a adaptação de vários grupos bióticos, como a fauna do solo (Bernaschini et al., 2016). No entanto, cenários futuros de mudanças climáticas indicam que ambientes secos serão impactados por altas temperaturas e regimes hídricos mais escassos (Lawrence et al., 2018), o que pode modificar a estrutura comunitária desses ecossistemas.

A mudança no uso da terra é outro fator que impacta a biodiversidade do solo em ambientes semiáridos, pois modifica a produção primária líquida dos ecossistemas. O semiárido brasileiro, por exemplo, é coberto por uma floresta tropical sazonalmente seca, chamada Caatinga (Sampaio, 1995), que sofre frequentes perturbações antrópicas (Schulz et al., 2016). Entre essas perturbações estão a remoção da vegetação nativa e o estabelecimento de pastagens plantadas, que são a primeira opção para a manutenção dos rebanhos e produção de alimentos, com a presença de espécies vegetais adaptadas à baixa disponibilidade hídrica, como *Cenchrus ciliaris* L. e *Opuntia ficus indica* Mill. (Lira et al. 2004; Rocha, 2012). Em regiões semiáridas com corpos hídricos disponíveis, a agricultura irrigada com alta tecnificação e adição de insumos externos (ex.: fertilizantes orgânicos e sintéticos) (Menezes et al., 2012; Araújo Filho, 2013), tem sido uma opção para aumentar a oferta de alimentos.

Com a incorporação de novas culturas em áreas anteriormente ocupadas por vegetação nativa, as variáveis do solo (pH, C e teor de nutrientes) (Liu et al., 2020; Sauvadet et al., 2019) e climáticas (precipitação, temperatura, radiação solar) (Wang et al., 2017; Tan et al., 2020) também podem ser modificadas. Essa mudança nos microclimas locais afeta a teia alimentar dos organismos que vivem no solo, impactando diretamente sua abundância e a estrutura da comunidade de grupos tróficos da fauna do solo (Marsden et al., 2020). A rede trófica formada por detritívoros, herbívoros, microbívoros e predadores pode responder de forma diferente às mudanças que ocorrem em seu entorno (Abgrall et al., 2019).

Estudos recentes analisaram como a mudança no uso da terra (Franco et al., 2016 e 2020), variações climáticas (Yin et al., 2019) e atributos do solo (Tibbett et al., 2019) alteram a fauna do solo. No entanto, o impacto de pastagens e áreas agrícolas irrigadas na diversidade da fauna do solo em regiões semiáridas permanece incerto. Ainda não sabemos se a Caatinga, pastagens resistentes à seca e áreas irrigadas podem servir de refúgio para populações sensíveis à disponibilidade hídrica, oferecendo condições estáveis de habitat e garantindo a sobrevivência dos grupos tróficos.

Investigar os efeitos da mudança no uso da terra e da sazonalidade nos grupos tróficos da fauna do solo ajudará a definir estratégias de manejo e conservação para ecossistemas secos. Nesse sentido, nosso objetivo é analisar o impacto das mudanças no uso do solo, da sazonalidade climática e das variáveis edafoclimáticas sobre os principais grupos tróficos da fauna edáfica em um ambiente semiárido.

## **4.2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.2.1 ÁREA DE ESTUDO**

A pesquisa foi realizada nas Estações Experimentais Caatinga e Bebedouro da Embrapa Semiárido e em uma área a cerca de 500 m da estação Bebedouro, município de Petrolina, estado de Pernambuco, Brasil (Fig. 1). As áreas estão localizadas na bacia do Médio Rio São Francisco. O solo em todas as áreas é classificado como um ACRÍSOLO, textura média/argilosa, relevo plano (WRB, 2014).

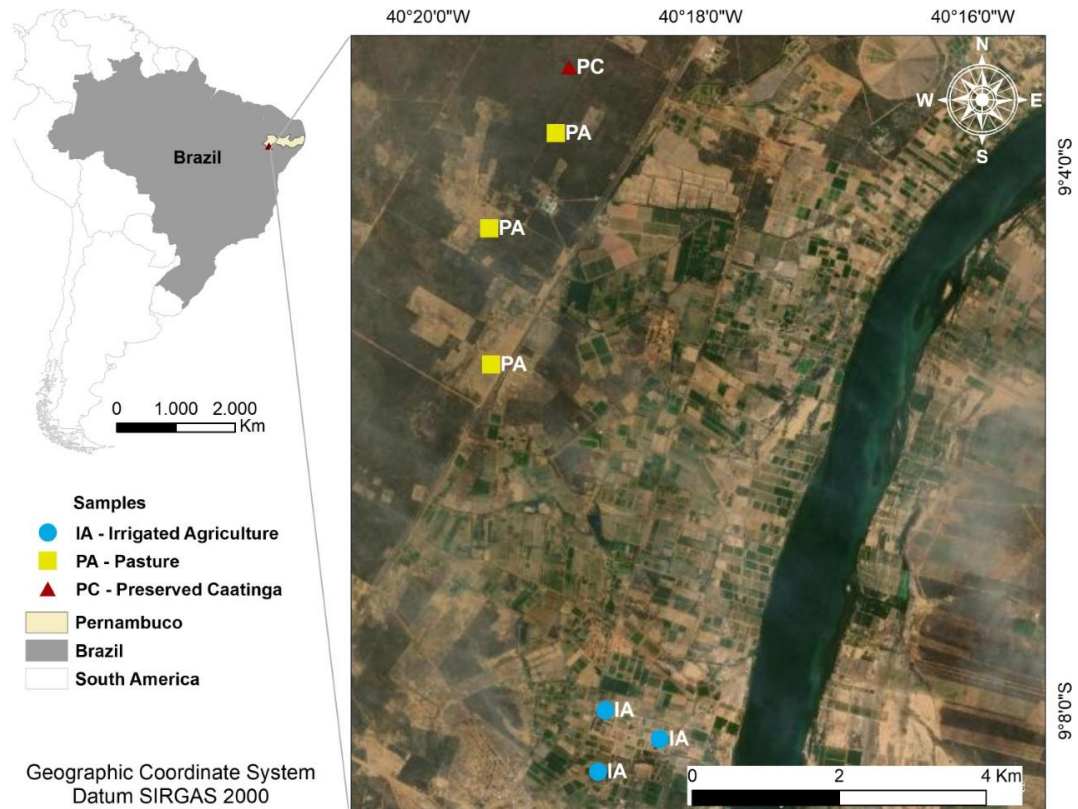


Fig. 1. Local de estudo no município de Petrolina, estado de Pernambuco, Brasil.

De acordo com a classificação climática de Köppen, a região tem um clima BSh' (semiárido quente), com temperatura média mensal acima de 18 °C. A precipitação média anual é de 543 mm, a evaporação do tanque classe "A" é de 2699 mm ano<sup>-1</sup>, a umidade relativa média é de 70% e a temperatura média é de 27 °C (mais detalhes na Fig. 1 do material suplementar).

Os dados meteorológicos foram obtidos por estações convencionais e automáticas da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Semiárido). Os volumes de água fornecidos às áreas agrícolas irrigadas foram calculados considerando o coeficiente de cultura (Kc) de acordo com o estágio de desenvolvimento da cultura (Basso et al., 2010; Embrapa, 2017; Soares, 2004), o coeficiente de evapotranspiração do tanque classe A (Kp) e a eficiência do sistema de irrigação (90%).

Foram selecionadas áreas representativas dos três principais usos do solo na região semiárida brasileira: 1) vegetação nativa preservada; 2) pastagens e culturas forrageiras; e 3) culturas irrigadas. A vegetação nativa preservada foi representada por remanescentes de Caatinga Preservada (PC), a cobertura original de Floresta Tropical Sazonalmente Seca. As pastagens foram representadas por áreas de vegetação nativa aberta onde rebanhos bovinos são mantidos (Caatinga Aberta), e o capim *Cenchrus ciliaris* L. e *Opuntia ficus indica* Mill. foram

as culturas representativas colhidas para forragem. A agricultura irrigada (IA) foi caracterizada por áreas com *Phaseolus vulgaris* L., *Vitis vinifera* L. ou *Mangifera indica* L. O histórico de uso das áreas amostradas e as propriedades químicas do solo são apresentadas nas Tabelas 1 e 2, respectivamente.

**Tabela 1.** Descrição das áreas de estudo

Classificação	Abreviação	Uso da terra	Período de uso da terra (anos)	Histórico da área
Caatinga Preservada	PC	Floresta nativa	-	Vegetação nativa remanescente de aproximadamente 400 ha. Área sem intervenção humana em seu ecossistema natural. Espécies nativas indicadas no estudo de Lima Júnior et al (2014).
Pastagem	PA	Caatinga aberta	35	Área com 4 ha que foi desmatada em 1983 para plantio de <i>Prosopis juliflora</i> (Sw) DC até 1989, quando foi abandonada e utilizada como pastagem. Atualmente, apresenta vegetação colonizadora, como <i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir., <i>Bauhinia cheilantha</i> Bong. Steud and <i>Manihot pseudoglaziovii</i> Pax & K.Hoffm.
		<i>Cenchrus ciliaris</i> L.	41	Pastagem com 30 ha de capim-buffel ( <i>Cenchrus ciliaris</i> L.) plantado em 1977, após a retirada da vegetação nativa. Não houve aplicação de insumos (corretivos de solo e fertilizantes).
		<i>Opuntia ficus indica</i> Mill.	22	Área de palma forrageira ( <i>Opuntia ficus indica</i> Mill.) com 3 ha cultivada desde 1996 sem insumos externos.
Agricultura irrigada	IA	<i>Phaseolus vulgaris</i> L.	30	Área com 0,8 ha, desmatada em 1988 e plantada com banana até 2000. Em seguida, foram introduzidas culturas irrigadas de ciclo curto, como milho, melancia, cebola,

			mandioca, melão, abóbora e feijão. A adubação foi aplicada anualmente, variando de 10 a 30 kg ha <sup>-1</sup> de N e 20 a 80 kg ha <sup>-1</sup> de P e K (Embrapa, 2017; Lopes e Faria, 1995). A irrigação variou de 0 mm no período sem plantio a 260 mm durante a floração (Embrapa 2017).
<i>Vitis vinifera</i> L.	18		Área com 1,5 ha desmatada em 1986, cultivada com culturas anuais, como milho e feijão. Goiabeiras cultivadas de 1992 a 2000, seguidas de <i>Vitis vinifera</i> L.. As aplicações anuais de fertilizantes variam de 80 a 260 kg ha <sup>-1</sup> de N, 40 a 160 kg ha <sup>-1</sup> de P e 40 a 300 kg ha <sup>-1</sup> de K (Embrapa, 2016). A irrigação mensal variou de 27,8 a 210 mm, dependendo da precipitação pluviométrica, da evapotranspiração potencial e do estágio vegetativo da planta.
<i>Mangifera indica</i> L.	33		Área com 2 ha desmatados em 1970, plantados com oleaginosas e cebola. Em 1998, foram plantados 4 ha de mangueiras, espaçadas 10 × 10 m. As aplicações anuais de fertilizantes variam de 30 a 120 kg ha <sup>-1</sup> de N, 20 a 150 kg ha <sup>-1</sup> de P e 30 a 250 kg ha <sup>-1</sup> de K (Silva, 2008). A irrigação mensal variou de 25,9 a 196,8 mm.

**Tabela 2.** Caracterização química do solo das áreas de estudo (Caatinga Preservada – PC; pastagens – PA; agricultura irrigada – IA) nas estações seca (DS) e chuvosa (WS).

Atributos do solo	Período	PC	PA	IA
C (g kg <sup>-1</sup> )	DS	10.9 (3.8)	5.2 (0.1)	7.1 (0.5)
	WS	5.3 (0.8)	5.5 (0.2)	4.7 (0.1)
N (g kg <sup>-1</sup> )	DS	1.2 (0.2)	0.8 (0.0)	0.9 (0.0)

---

	WS	0.8 (0.1)	0.8 (0.1)	0.7 (0.0)
C:N ratio	DS	9.0 (1.7)	6.4 (0.2)	7.6 (0.3)
	WS	6.6 (0.9)	7.0 (0.0)	6.5 (0.3)
EC (mS cm <sup>-1</sup> )	DS	0.5 (0.3)	0.2 (0.0)	0.6 (0.0)
	WS	0.3 (0.1)	0.3 (0.0)	0.5 (0.1)
pH	DS	4.7 (0.2)	5.1 (0.1)	6.2 (0.1)
	WS	5.1 (0.1)	5.2 (0.1)	6.3 (0.0)
P (mg dm <sup>-3</sup> )	DS	11.7 (4.3)	9.9 (0.7)	59.9 (9.3)
	WS	1.7 (0.5)	8.3 (2.7)	45.1 (6.8)
K (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	DS	0.18 (0.02)	0.13 (0.03)	0.01 (0.00)
	WS	0.01 (0.01)	0.01 (0.00)	0.01 (0.00)
Na (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> ) <sup>NS</sup>	DS	0.07 (0.01)	0.04 (0.01)	0.07 (0.03)
	WS	0.00 (0.00)	0.00 (0.00)	0.01 (0.00)
Ca (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	DS	2.0 (0.3)	1.7 (0.1)	2.8 (0.2)
	WS	1.6 (0.4)	1.5 (0.2)	2.2 (0.2)
Mg (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	DS	0.8 (0.1)	0.7 (0.0)	1.2 (0.0)
	WS	0.8 (0.2)	0.7 (0.1)	1.0 (0.1)
Al (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	DS	0.2 (0.1)	0.2 (0.0)	0.0 (0.0)
	WS	0.1 (0.0)	0.1 (0.0)	0.0 (0.0)
H+Al (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	DS	2.2 (0.4)	1.7 (0.0)	1.2 (0.1)

---



	WS	1.8 (0.2)	1.5 (0.1)	0.6 (0.1)
SB (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	DS	3.1 (0.4)	2.5 (0.1)	4.1 (0.2)
	WS	2.4 (0.6)	2.2 (0.2)	3.2 (0.2)
CEC (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	DS	5.3 (0.4)	4.2 (0.1)	5.3 (0.2)
	WS	4.2 (0.4)	3.7 (0.2)	3.8 (0.3)
V (%)	DS	58.1 (6.3)	59.4 (0.6)	75.6 (1.7)
	WS	54.6 (7.3)	57.8 (2.4)	84.5 (2.8)

\*Médias e erro padrão entre parênteses. EC – condutividade elétrica; SB – soma de bases trocáveis; CEC – capacidade de troca catiônica; V – saturação de bases.

As áreas preservadas de Caatinga e pastagem estavam localizadas na Estação Experimental de Caatinga, e as áreas de agricultura irrigada na Estação Experimental de Bebedouro e em uma propriedade privada (Fig. 1). Para atender ao princípio de independência amostral, quatro pontos distintos foram amostrados em cada área, espaçados pelo menos 30 m. O delineamento experimental consistiu nos três usos da terra e nas duas estações climáticas, com três repetições.

#### 4.2.2 AMOSTRAGEM E PROCESSAMENTO DA FAUNA DO SOLO

Para caracterizar o efeito da sazonalidade climática e dos três usos do solo sobre os grupos tróficos da fauna do solo, realizamos duas extrações, a primeira em setembro e outubro de 2018, no meio da estação seca, e a segunda em março e abril de 2019, no meio da estação chuvosa (Fig. 1 material suplementar).

Para avaliar os grupos tróficos na interface serapilheira-solo, foram utilizados dois métodos de amostragem. O primeiro método coletou a fauna presente na camada de solo de 0–20 cm e seguiu a metodologia padrão Tropical Soil Biology and Fertility (TSBF) proposta por Anderson e Ingram (1993). Em cada uso do solo, foram coletados quatro monólitos (25 × 25 × 20 cm). O solo amostrado foi peneirado (malha de 2,8 mm) para extração da fauna do solo, que foi removida com o auxílio de pinças metálicas. Os animais foram armazenados em frascos com tampa de pressão contendo 70% de álcool e 0,1% de formalina. O segundo método analisou organismos ativos que se movimentavam na superfície do solo, coletados por

armadilhas contendo frascos com 15% de detergente neutro (Antoniolli et al., 2006). Quatro armadilhas foram instaladas em cada sistema. A armadilha permaneceu na área por cinco dias, após os quais os animais foram filtrados e armazenados em frascos com tampa (snap-cap) contendo 70 ° de álcool e 0,1% de formalina. Todos os organismos coletados foram identificados no nível de ordem e contados com o auxílio de um estereomicroscópio. Com os organismos identificados no nível de ordem, nós os categorizamos em quatro grupos tróficos de acordo com a classificação de Abgrall et al. (2019) e Moço et al. (2010) (Tabela 3).

**Tabela 3.** Composição dos grupos tróficos segundo ordens coletadas nos usos do solo

<b>Grupos tróficos</b>	<b>Ordens incluídas</b>
Detritívoros	Acari, Blattodea, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Embioptera, Haplotaaxida, Isopoda, Polydesmida, Psocoptera
Herbívoros	Acari, Collembola, Coleoptera, Dermaptera, Hemiptera, Lepidoptera, Megaloptera, Orthoptera, Scolopendromorpha, Thysanoptera, Zygentoma
Microbívoros	Acari, Collembola
Predadores	Acari, Araneae, Coleoptera, Dermaptera, Hymenoptera, Mantodea, Pseudoscorpiones, Psocoptera, Scolopendromorpha, Scorpionida, Thysanoptera

\*Classificação segundo Abgrall et al. (2019) e Moço et al. (2010).

A abundância de organismos encontrados pelo método TSBF foi calculada como o número de indivíduos por metro quadrado, enquanto os organismos encontrados por armadilha foram calculados como o número de indivíduos por armadilha por dia.

#### 4.2.3 COLETA E ANÁLISE DO SOLO

Em cada ponto de amostragem da fauna do solo pelo método TSBF, uma amostra de solo foi coletada a uma profundidade de 20 cm, totalizando 28 amostras (7 locais de amostragem x 4 repetições) em cada estação. Todas as amostras foram secas ao ar e passadas por uma peneira de 2 malhas. Uma alíquota de cada amostra foi macerada em um moinho de bolas e passada por uma peneira de 100 malhas (0,150 mm). As concentrações de carbono (C) e nitrogênio (N) foram determinadas pelo método de combustão a seco usando um analisador CHN elementar (TruSpec CHN LECO® 2006, St. Joseph, EUA). O pH foi determinado por um eletrodo imerso em uma solução solo: água 1:2,5 e a condutividade elétrica (CE) foi medida

com um condutivímetro. A concentração de fósforo (P) foi determinada pela redução em molibdato e ácido ascórbico, com posterior leitura em espectrofotômetro (Black et al., 1965). Potássio (K) e sódio (Na) foram extraídos com solução de Mehlich<sup>-1</sup> e determinados por espectrofotometria de chama. Cálcio (Ca) e magnésio (Mg) foram extraídos com solução de KCl e determinados por espectrometria de absorção atômica. A acidez potencial (H + Al) foi extraída com acetato de cálcio tamponado a pH 7 e determinada por solução de NaOH na presença de fenolftaleína (Black et al., 1965). A soma de bases trocáveis (SB) foi calculada pela adição dos teores dos cátions básicos Ca + Mg + Na + K. A capacidade de troca catiônica (CTC) foi obtida pela adição de SB e acidez potencial (H + Al). A porcentagem de saturação por bases (BS) foi calculada dividindo SB por CEC e multiplicando por 100. A caracterização química do solo para os usos da terra é mostrada na Tabela 2 (Seção 2.1).

#### 4.2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A normalidade e homocedasticidade dos dados foram verificadas pelos testes de Shapiro Wilk e Bartlett, respectivamente. Para comparar a abundância dos grupos tróficos em diferentes métodos de coleta, usos da terra e estações climáticas, os dados foram transformados pelo método BoxCox para adquirir normalidade. Em seguida, os dados foram submetidos à análise de variância e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

A similaridade da estrutura da comunidade da fauna edáfica entre os usos da terra foi realizada usando a escala multidimensional não métrica (NMDS), e para dar rigor estatístico aos clusters formados, realizamos uma PERMANOVA (Anderson, 2005), nessas análises agrupamos os diferentes métodos de coleta e estações climáticas. Para analisar a relação entre a composição dos grupos tróficos e as variáveis ambientais, foi utilizada a análise de redundância (RDA), que é uma regressão múltipla de resposta multivariada (Legendre e Legendre, 2012). Antes de realizar a RDA, as variáveis significativas de solo (Tabela 2) e clima (Fig. S1, material suplementar) foram selecionadas pelo método backward e as variáveis multicolineares com  $VIF > 10$  foram excluídas (Tabela 4), usando o pacote vegan (Oksanen et al., 2019). Todas as análises estatísticas foram realizadas usando o programa R versão 3.6.3 (R Core Development Team, 2018).

**Tabela 4.** Variáveis ambientais excluídas da análise RDA devido a VIF menor que 10

<b>Método</b>	<b>Variáveis</b>	<b>Variáveis excluídas</b>
TSBF	Solo	C, EC, Mg, Na, H+Al, SB, CEC, V (%)
	Clima	T média, GR, P+I, ET0
Pitfall	Solo	C, pH, SB, CEC, V (%)
	Clima	Ta média, GR, P+I, ET0

T - Temperatura, RH - Humidade relativa, GR - Radiação solar global, P+I – Precipitação + Irrigação, ET0 – Evapotranspiração.

## 4.3 RESULTADOS

### 4.3.1 GRUPOS TRÓFICOS DA FAUNA DO SOLO

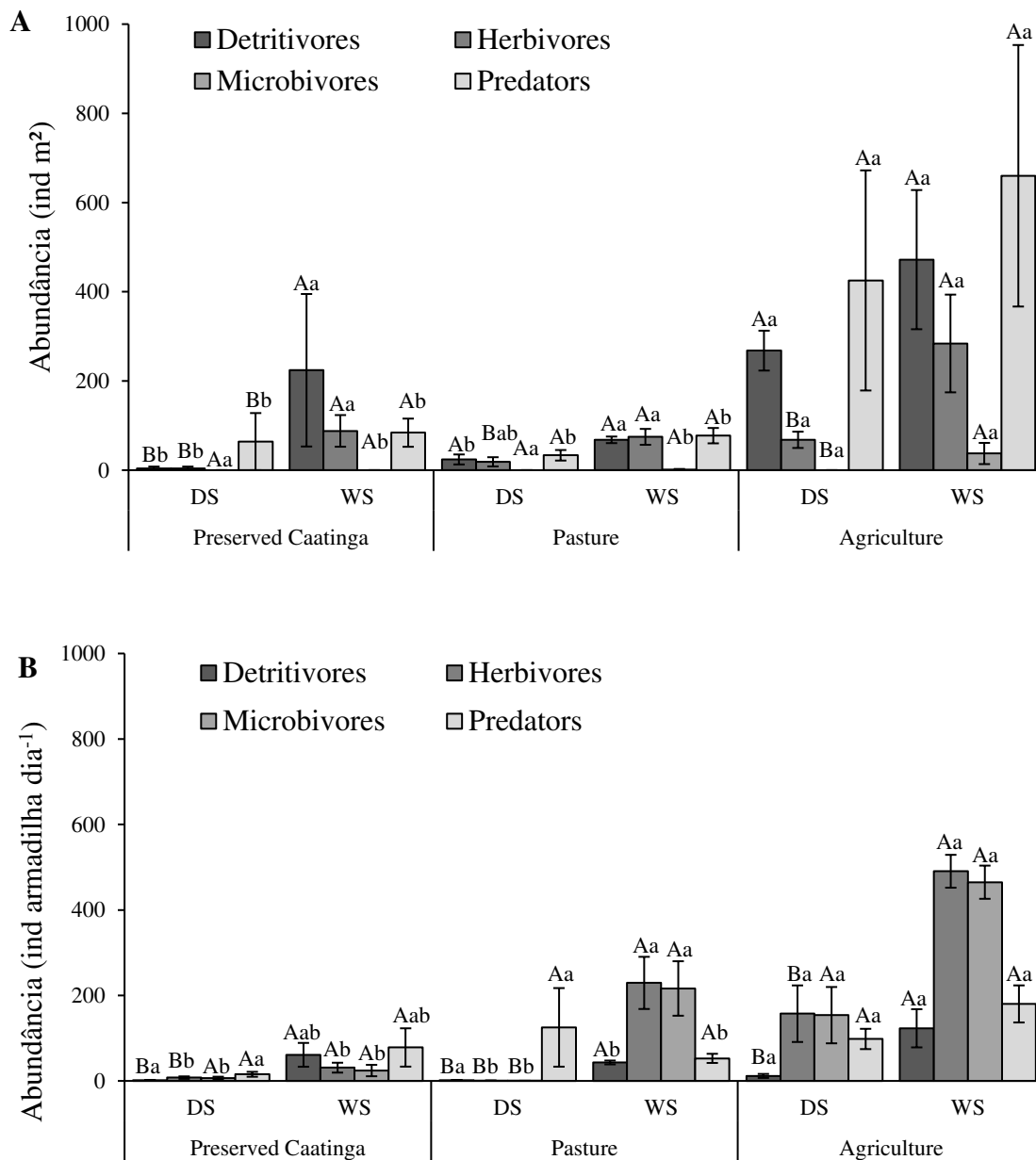
A composição dos grupos tróficos da fauna do solo foi afetada pela mudança de uso da terra e pela sazonalidade climática, em ambas as metodologias de amostragem (monólitos e pitfalls) (Tabela 5). Em geral, a presença de água aumentou a abundância de predadores e detritívoros na camada 0-20 (coletada pelo monólito, Fig. 2A) e herbívoros e microbívoros na superfície do solo (analisada por pitfall, Fig. 2B). Os efeitos da sazonalidade climática foram mais perceptíveis nas áreas sem irrigação, a caatinga preservada e as pastagens apresentando menores abundâncias de grupos tróficos (exceto predadores) durante a estação seca.

A sazonalidade climática afetou a população de detritívoros na caatinga preservada com ambos os métodos de coleta, e nas pastagens e áreas agrícolas com o método pitfall, reduzindo sua abundância no período seco (Fig. 2A e B). O efeito do uso da terra sobre os detritívoros também ocorreu apenas durante a estação seca, com áreas irrigadas apresentando maior abundância do que pastagens e caatinga preservada (Fig. 2A). A presença de herbívoros e microbívoros na superfície do solo foi maior em pastagens e áreas irrigadas do que na caatinga preservada (Fig. 2B).

**Tabela 5.** Resposta das abundâncias dos grupos tróficos às duas estações climáticas e aos três usos do solo, de acordo com o método de amostragem: blocos de solo de 0-20 cm, Tropical Soil Biology and Fertility (TSBF), ind m<sup>-2</sup>; e pitfall, ind armadilha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>.

Variável	DF	SS	MS	F	P	SS	MS	F	P
		TSFB method				Pitfall			
		<b>Detritívoros</b>							
Estação	1	189.67	189.67	15.26	<b>0.001***</b>	148.60	148.60	40.92	<b>0.000***</b>
Uso da terra	2	259.85	129.93	10.45	<b>0.001***</b>	30.23	15.12	4.16	<b>0.04*</b>
Estação x Uso da terra	2	112.73	56.36	4.53	<b>0.03*</b>	8.06	4.03	1.11	0.36
Resíduos	15	186.45	12.430			54.48	3.632		
CV (%)		83.48				64.18			
		<b>Herbívoros</b>							
Estação	3	204.98	204.98	20.97	<b>0.000***</b>	198.39	198.39	76.33	<b>0.000***</b>
Uso da terra	1	153.67	76.83	7.86	<b>0.005***</b>	246.19	123.09	47.36	<b>0.000***</b>
Estação x Uso da terra	2	45.64	22.82	2.33	0.13	69.67	34.83	13.40	<b>0.000***</b>
Resíduos	15	146.64	9.776			38.99	2.60		
CV (%)		74.28				25.32			
		<b>Microbívoros</b>							
Estação	3	134.64	134.64	8.96	<b>0.01**</b>	127.40	127.40	12.04	<b>0.003***</b>
Uso da terra	1	131.97	65.99	4.39	<b>0.03*</b>	227.59	113.80	10.75	<b>0.001***</b>
Estação x Uso da terra	2	131.97	65.99	4.39	<b>0.03*</b>	164.68	82.34	7.78	<b>0.004***</b>
Resíduos	15	225.41	15.027			158.74	10.58		
CV (%)		47.48				87.33			
		<b>Predadores</b>							
Estação	3	222.94	22.29	9.0007	<b>0.01**</b>	1.93	1.93	2.27	0.15
Uso da terra	1	445.88	22.29	9.0002	<b>0.003***</b>	10.70	5.35	6.28	<b>0.01**</b>
Estação x Uso da terra	2	445.77	22.28	8.9982	<b>0.003***</b>	2.21	1.11	1.30	0.30
Resíduos	15	371.55	24.77			12.78	0.85		
CV (%)		63.56				23.49			

\*DF - grau de liberdade; SS - soma dos quadrados; MS - quadrado médio; F - razão F; P - valores de P ('\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05).



**Figure 2.** Abundância dos principais grupos tróficos da fauna do solo coletados pelo método TSBF nas estações seca (DS) e chuvosa (WS) (A) e por pitfall nas estações seca (DS) e chuvosa (WS) (B).

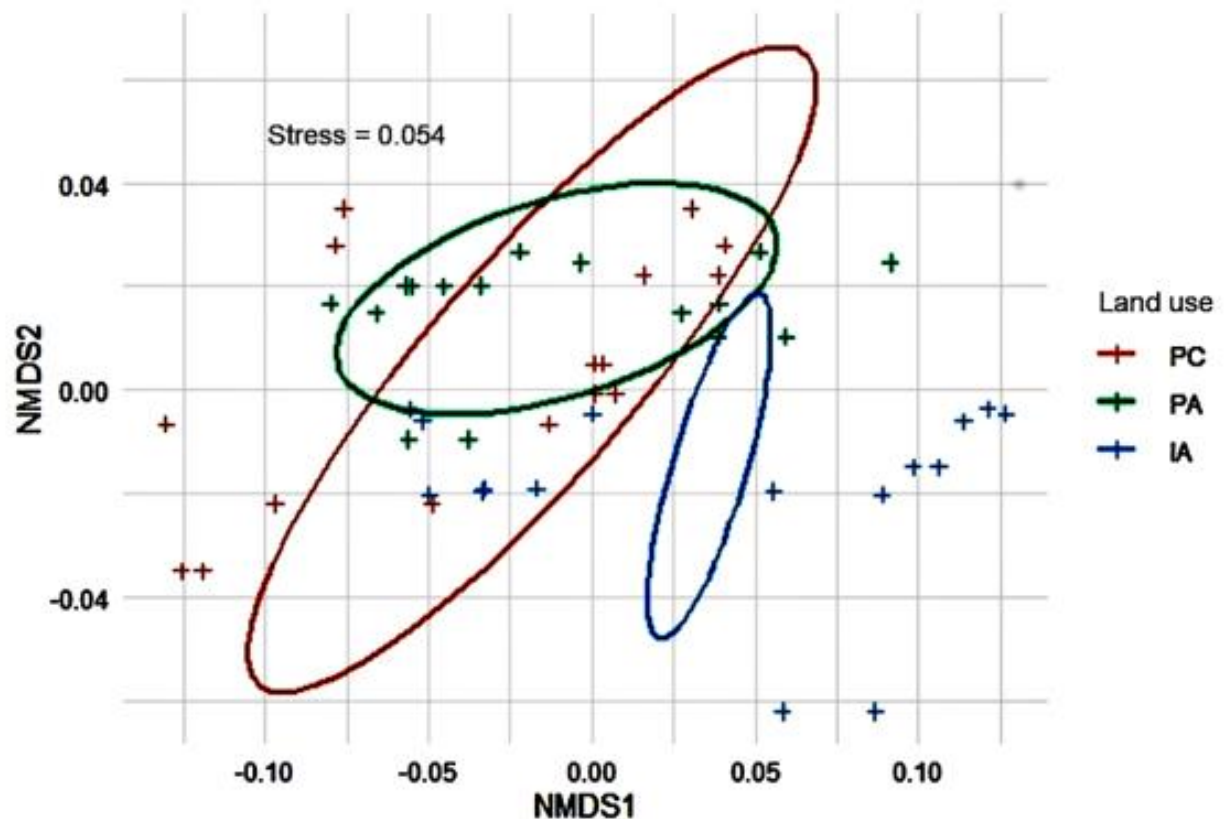
\*Usos da terra com a mesma letra não são significativamente diferentes. Letras maiúsculas comparam a abundância da ordem entre as estações climáticas e letras minúsculas entre os usos da terra pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

Estações climáticas e usos da terra tiveram efeitos positivos significativos na formação de clusters pela análise de escala multidimensional não métrica (NMDS) (Tabela 6). Houve sobreposição nas estruturas comunitárias da caatinga preservada e pastagem, enquanto a agricultura irrigada apresentou estrutura comunitária diferente dos outros usos da terra (Fig. 3).

**Table 6.** Permanova considerando o efeito da sazonalidade climática e da mudança no uso da terra sobre grupos tróficos da fauna do solo de acordo com o método de amostragem: núcleos de solo de 0-20 cm, Tropical Soil Biology and Fertility (TSBF), ind m<sup>-2</sup>; e pitfall, ind armadilha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>.

Variável	DF	SS	R2	F	P	DF	SS	R2	F	P
	TSFB					Pitfall				
Estação	1	0.73	0.17	5.56	0.001***	1	1.15	0.25	9.02	0.001***
Uso da terra	2	0.84	0.20	3.19	0.015*	2	0.85	0.19	3.33	0.048*
Resíduos	20	2.62	0.65			20	2.54	0.56		

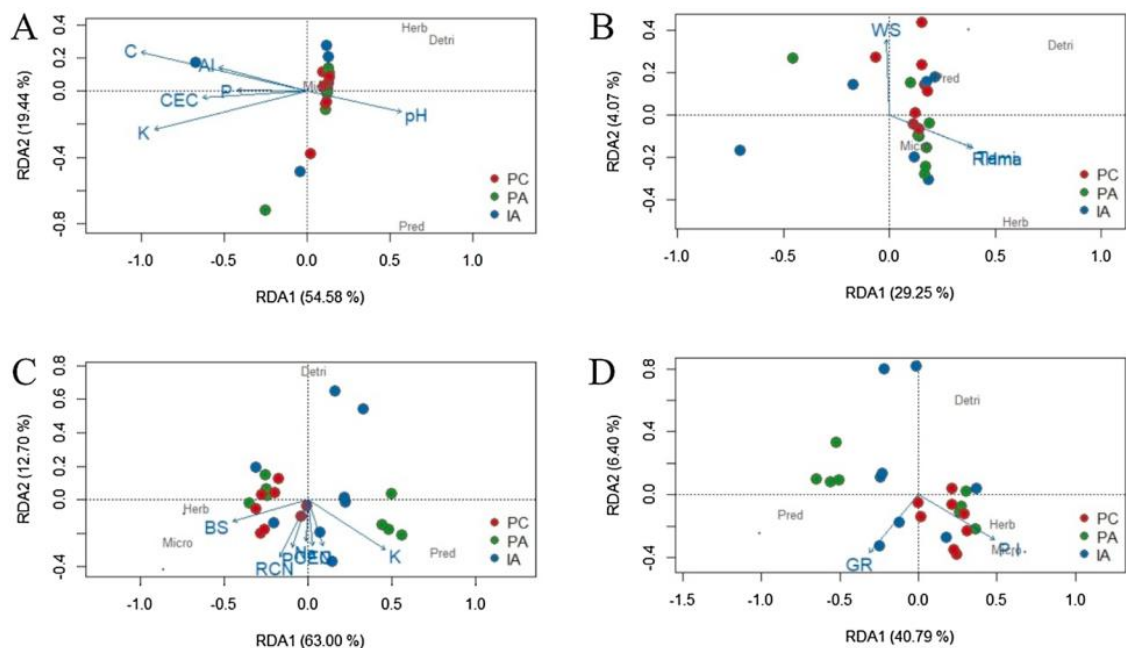
\* DF - grau de liberdade; SS - soma dos quadrados; MS - quadrado médio; F - razão F; P - valores de P (\*\*\* 0.001 \*\* 0.01 \* 0.05).



**Fig. 3.** Estrutura da comunidade de grupos tróficos coletados pelos métodos TSBF e pitfall na estação seca e chuvosa em um ambiente semiárido.

#### 4.3.2 VARIÁVEIS DE SOLO E CLIMA E SUA INFLUÊNCIA NOS GRUPOS TRÓFICOS

Em geral, os grupos tróficos foram mais explicados pelas variáveis de solo do que pelas variáveis climáticas (Fig. 4, Tabela 7). Houve diferença nas variáveis que influenciaram os organismos que vivem na camada de 0–20 cm (método TSBF) daqueles que foram amostrados na superfície (método Pitfall). O pH, C e Al influenciaram positivamente a disposição dos grupos tróficos que vivem dentro do solo (Fig. 4A), enquanto N, razão C:N, Na e BS afetaram positivamente os organismos localizados na superfície do solo (Fig. 4C). Por sua vez, P, K e CEC influenciaram positivamente a disposição dos grupos tróficos em ambas as metodologias de coleta (Fig. 4A e C). O pH foi a variável que mais impactou positivamente a disposição de seus bióvoros, detritívoros e predadores que vivem no solo (Fig. 4A). Por outro lado, para os grupos tróficos que vivem na superfície do solo, todas as variáveis que foram significativas (N, razão C:N, P, K, Na, CEC e BS) afetaram positivamente os herbívoros, microbívoros e predadores (Fig. 4C).



**Fig. 4.** Análise de redundância (RDA) de variáveis de solo (A e C) e clima (B e D) e grupos tróficos coletados pelos métodos TSBF (A e B) e pitfall (C e D) durante a estação seca e estação chuvosa em um ambiente semiárido. RCN - Relação C:N; BS - Saturação por bases; CEC - Capacidade de troca catiônica; Tama - Temperatura máxima; Tami - Temperatura mínima; BS - Velocidade do vento; Urme - Umidade média do ar; GR - Radiação solar global; P.I - Precipitação + irrigação.



A influência das variáveis climáticas foi diferente para cada metodologia de coleta. Para os organismos que vivem no interior do solo, a temperatura mínima e a alta umidade do ar influenciaram a disposição de microbívoros e herbívoros, enquanto a velocidade do vento afetou positivamente principalmente o grupo predador (Fig. 4B). Quanto aos grupos tróficos que vivem na superfície do solo, observamos que: (1) os predadores são influenciados positivamente pela radiação solar global e que (2) a disponibilidade hídrica (precipitação + irrigação) impacta microbívoros e herbívoros também positivamente. O grupo trófico de detritívoros não apresentou nenhuma ligação com as variáveis climáticas.

## **4.4 DISCUSSÃO**

### **4.4.1 GRUPOS TRÓFICOS DA FAUNA DO SOLO**

Em ambientes semiáridos onde a sazonalidade climática interfere diretamente na rede trófica dos solos (Vasconcellos et al., 2010), a disponibilidade contínua de água em cultivos irrigados levou a fauna do solo a formar uma nova estrutura comunitária. Um resultado que difere de áreas agrícolas localizadas em regiões úmidas, locais que não têm água limitada e que as práticas de cultivo reduziram a biodiversidade do solo (Graaff et al., 2019; Tsiafouli et al., 2015). A disponibilidade hídrica impulsiona a produção primária líquida, que, juntamente com a adição de fertilizantes em áreas agrícolas, aumenta a produção de biomassa em ecossistemas terrestres, interferindo na presença e abundância de grupos tróficos (Xiao et al., 2019).

Ambos os métodos de coleta foram capazes de nos informar sobre a preferência de habitat dos grupos tróficos. Predadores e detritívoros foram coletados principalmente pelo método TSBF devido a: (1) predadores serem abundantes em solos com microhabitat físico melhorado com maior disponibilidade de presas (Sommaggio et al., 2018), enquanto (2) os detritívoros porque se alimentam de resíduos orgânicos que são depositados preferencialmente na camada de 0 a 20 cm do solo (Paoletti et al., 2007). Herbívoros que se alimentam de biomassa viva acima do solo (Krumins et al., 2015) e microbívoros que forrageiam bactérias e fungos que geralmente proliferam na serapilheira (Deckmyn et al., 2020) foram coletados em maior abundância por pitfall.

Entre os grupos tróficos, os detritívoros são considerados indicadores de estresse, pois se alimentam de resíduos orgânicos presentes na superfície ou no interior do solo (Paoletti et al., 2007). Em nosso estudo, eles foram encontrados principalmente na camada de 0 a 20 cm (Fig. 2A). A sazonalidade climática impactou os detritívoros, pois eles dependem diretamente

da quantidade de matéria orgânica presente nos solos (Sauvadet et al., 2019), e menos biomassa é produzida durante a estação seca, limitando o crescimento populacional da fauna do solo (Bernaschini et al., 2016). Durante a estação seca, as áreas agrícolas irrigadas também foram capazes de manter os detritívoros na camada de 0 a 20 cm (Fig. 2A). Por outro lado, durante a estação chuvosa, a detecção dos detritívoros diferiu dependendo do método de coleta utilizado. Os detritívoros coletados na camada de 0 a 20 cm não foram impactados pelo uso da terra, pois todos os usos receberam água, mas menos detritívoros foram coletados na superfície do solo na caatinga preservada e nas pastagens. Essa menor abundância de detritívoros coletados pelo método pitfall pode ter sido influenciada pelo escoamento superficial diferencial, que reduz a quantidade de água na superfície (Tromble, 1976) e pela menor quantidade de detritos no solo, uma vez que a serapilheira nas pastagens e vegetação nativa é depositada principalmente no solo no final da estação chuvosa (Silva et al., 2019).

Os herbívoros foram predominantes na estação chuvosa, pois são afetados positivamente pela produção primária líquida devido à maior disponibilidade de biomassa (Krumins et al., 2015). Os animais presentes na camada de 0 a 20 cm são mais resistentes à mudança no uso da terra, possivelmente porque se alimentam de raízes de plantas e têm um hábito generalista (Wallinger et al., 2014). A maioria dos herbívoros localizados na superfície do solo preferiram os usos plantados em detrimento da floresta nativa, o que pode ser explicado pela hipótese de resistência biótica que considera que os herbívoros generalistas nativos preferem plantas exóticas que não têm estratégias bióticas para reduzir suas atividades metabólicas (Morrison e Hay, 2011).

Os microbívoro foram os menos abundantes entre os grupos tróficos no solo. Sua permanência é condicionada pela presença de fungos e bactérias, que são os organismos que compõem seu alimento (Deckmyn et al., 2020). Os microbívoro vivem preferencialmente na superfície do solo e sua presença aumentada em pastagens e áreas agrícolas é condicionada pela maior contribuição de biomassa que aumenta a atividade microbiana e fúngica (Bonanomi et al., 2017). Outra explicação é que mudanças na estrutura do solo e na contribuição de matéria orgânica influenciam o nível de predação por microbívoro (Deckmyn et al., 2020). Os solos da Caatinga parecem ter poucos recursos alimentares para manter esse grupo trófico, talvez por apresentarem mais resíduos orgânicos lignificados (Barreto-Garcia et al., 2021).

A maioria dos predadores terrestres são generalistas e tendem a regular populações em níveis tróficos mais baixos (Scheu e Setälä, 2002). Assim, a presença de outros grupos tróficos em solos agrícolas formou a base alimentar dos predadores, que se mantêm constantes na camada de 0-20 cm. Verificamos que mesmo com o aumento da população de herbívoros e

microbívoros em pastagens e áreas agrícolas, não houve aumento na população de predadores. Vale destacar também que a sazonalidade climática não alterou a abundância de predadores em nenhum dos usos do solo, pois os poucos organismos que persistiram na estação seca servem de alimento para esse grupo. Esse padrão foi diferente do observado em outros grupos tróficos.

Devido à maior disponibilidade de recursos, a agricultura irrigada apresentou estrutura comunitária diferente das pastagens e da caatinga preservada. Por sua vez, pastagem e floresta nativa, por dependerem de água da chuva e apresentarem abundâncias semelhantes de grupos tróficos, apresentaram estruturas comunitárias que se sobrepunham. Este resultado mostra como a agricultura irrigada impacta a distribuição dos grupos tróficos do solo em ambientes semiáridos.

#### 4.4.2 VARIÁVEIS DE SOLO E CLIMA E SUA INFLUÊNCIA NOS GRUPOS TRÓFICOS

É conhecido que a fertilidade adequada do solo melhora as condições para a formação da teia alimentar no sistema solo (Sauvadet et al., 2019) e que variações nas condições climáticas locais podem ter efeitos diferentes nas comunidades da fauna do solo (Meehan et al., 2020). Como uma das principais variáveis do solo, o pH regula a disponibilidade de nutrientes e reações químicas, influenciando diretamente a atividade dos grupos tróficos no solo (Liu et al., 2020), principalmente de herbívoros, detritívoros e predadores encontrados na camada de 0-20 cm. Por sua vez, o carbono que compõe a matéria orgânica do solo melhora as condições de umidade do solo e a decomposição de resíduos orgânicos, permitindo assim a proliferação de microrganismos e a disponibilidade de alimentos para a fauna do solo (Filser et al., 2016). O efeito do Al nos grupos tróficos do solo não está bem documentado, no entanto, sabe-se que a acidez do solo leva ao declínio da produção agrícola (Gagnon e Ziadi, 2020), reduzindo assim o fornecimento de recursos para a manutenção da rede alimentar do solo.

A disponibilidade de macronutrientes do solo (como N, P e K) impulsiona a produção primária líquida de ecossistemas terrestres, fornecendo recursos alimentares para grupos tróficos da fauna do solo (Zhu e Zhu, 2015). Além disso, resíduos orgânicos com baixa relação C:N são mais suscetíveis à decomposição e à atividade da fauna do solo (Frouz et al., 2013). A capacidade de troca catiônica (CTC) que indica a quantidade de cargas negativas no solo, tem efeito direto na disponibilidade de nutrientes, pH do solo e estabilidade do solo, todos influenciando a produção primária líquida que é a base da teia alimentar do solo (Zheng et al., 2020). O mesmo princípio ocorre com a saturação de bases, que mede a proporção de troca catiônica ocupada pelas bases do solo (como K, Ca, Mg e Na) (Black et al., 1965) e dependendo

de sua disponibilidade no solo, há uma mudança nos recursos alimentares para a fauna do solo, por isso é essencial manter e aumentar a matéria orgânica para equilibrar as cargas do solo (Frouz, 2018).

Das variáveis climáticas, a velocidade do vento promove a queda de material vegetal no solo (Coyle et al., 2017) e por meio desse processo aumenta a deposição de resíduos orgânicos no solo, o que impacta positivamente a atividade de predadores que vivem na camada de 0–20 cm do solo. A temperatura mínima em regiões semiáridas pode atenuar a taxa de decomposição de resíduos orgânicos, influenciando na abundância de grupos tróficos (Tan et al., 2020). Por outro lado, a umidade relativa máxima (que é positivamente correlacionada com a temperatura reduzida) diminui a taxa de evaporação do solo e, portanto, modifica a atividade dos grupos tróficos pela diversificação do habitat (Marsden et al., 2020).

Em regiões secas, a disponibilidade de água é o principal fator limitante para a sustentação da vida (Wang et al., 2017). Em nosso estudo, principalmente microbívoros e herbívoros que vivem na superfície foram influenciados pela presença de água. Além disso, a manutenção da radiação solar para organismos que vivem na superfície do solo aumenta o aporte energético local e melhora as condições de sobrevivência e desenvolvimento dos grupos tróficos (Salmon et al., 2008) corroborando a teoria espécie-energia defendida por Wright (1983), que explica que espécies em uma comunidade podem ser limitadas pela disponibilidade de energia.

#### **4.5 CONCLUSÃO**

A disponibilidade hídrica é o principal condicionante para o desenvolvimento de grupos tróficos em solos semiáridos. O estabelecimento de áreas agrícolas irrigadas aumenta as populações de detritívoros, herbívoros e predadores do solo. As pastagens têm uma estrutura comunitária semelhante à floresta nativa (Caatinga preservada), pois ambas são dependentes da precipitação para sua produção primária líquida e crescimento das populações de fauna do solo.

A sazonalidade climática e a mudança no uso da terra influenciam diretamente a distribuição dos grupos tróficos no solo. Os diferentes métodos de coleta foram eficientes em capturar diferentes aspectos da comunidade edáfica: (1) a atividade de predadores e detritívoros foi predominante na camada de 0-20 cm e (2) a presença de herbívoros e microbívoros foi maior na superfície do solo. Nossos dados também nos permitiram entender que variáveis do solo (principalmente pH, relação C:N e macronutrientes) juntamente com variáveis climáticas (disponibilidade hídrica, temperatura, umidade do ar, radiação solar global e velocidade do

vento) são os principais fatores determinantes da permanência de grupos tróficos em solos semiáridos.

Ambientes semiáridos têm características próprias e sua biodiversidade coevoluiu para sobreviver à falta de água com uma rede trófica reduzida. As áreas irrigadas diferem porque recebem entradas frequentes de água e essa mudança nas condições ambientais leva a uma reestruturação da rede alimentar do solo. Assim, estratégias de conservação de florestas nativas e manejo adequado em pastagens e áreas agrícolas, como manutenção de cobertura morta, devem ser aprimoradas para manter a qualidade do habitat para os vários grupos tróficos da fauna do solo.

## REFERÊNCIAS

- ABGRALL, Corentin; FOREY, Estelle; CHAUVAT, Matthieu. Soil fauna responses to invasive alien plants are determined by trophic groups and habitat structure: a global meta-analysis. **Oikos**, v. 128, n. 10, p. 1390-1401, 2019. <https://doi.org/10.1111/oik.06493>.
- ANDERSON, Marti J. Permutational multivariate analysis of variance. **Department of Statistics, University of Auckland, Auckland**, v. 26, p. 32-46, 2005. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>.
- ANDERSON, Jonathan Michael; INGRAM, John SI. Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods. **Soil Science**, v. 157, n. 4, p. 265, 1994.
- ANTONIOLLI, Zaida Inês et al. Método alternativo para estudar a fauna do solo. **Ciência Florestal**, v. 16, n. 4, p. 407-417, 2006.
- ARAÚJO FILHO, João Ambrósio. **Manejo Pastoril Sustentável da Caatinga**. Projeto Dom Elder, Recife, 2013.
- BARRETO-GARCIA, Patrícia Anjos Bittencourt et al. Short-term effects of forest management on soil microbial biomass and activity in caatinga dry forest, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 481, p. 118790, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118790>.
- BASSOI, Luiz Henrique et al. Irrigação. In: Mouco, M.D.C. (Ed.), **Cultivo da mangueira. Embrapa Semiárido Sistema de Produção**, 2ª ed. ISSN 1807-0027, 2010.
- BERNASCHINI, Maria Laura et al. Is litter decomposition influenced by forest size and invertebrate detritivores during the dry season in semiarid Chaco Serrano?. **Journal of Arid Environments**, v. 127, p. 154-159, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.11.009>.
- BLACK, C.A. et al. **Methods of Soil Analysis**, 2nd ed. American Society of Agronomy, Madison, WI, USA, p. 770, 1965.

BONANOMI, Giuliano et al. Litter chemistry explains contrasting feeding preferences of bacteria, fungi, and higher plants. **Scientific reports**, v. 7, n. 1, p. 9208, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-09145-w>.

BRIONES, Maria JI. The serendipitous value of soil fauna in ecosystem functioning: the unexplained explained. **Frontiers in Environmental Science**, v. 6, p. 149, 2018. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00149>.

CAYUELA, Maria L. et al. Interactive feedbacks between soil fauna and soil processes. **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, p. 14, 2020. <https://doi.org/10.1111/ejss.12025>.

COYLE, David R. et al. Soil fauna responses to natural disturbances, invasive species, and global climate change: Current state of the science and a call to action. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 110, p. 116-133, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.03.008>.

DECKMYN, Gaby et al. KEYLINK: towards a more integrative soil representation for inclusion in ecosystem scale models. I. review and model concept. **PeerJ**, v. 8, p. e9750, 2020. <https://doi.org/10.7717/peerj.9750>.

EMBRAPA. **Cultivo de feijão-caupi**, 2ª ed. Sistema de produção Embrapa, 2017.

FAO, Food and Agriculture Organization. **Trees, Forests and Land Use in Drylands**. The First Global Assessment, 2016.

FILSER, Juliane et al. Soil fauna: key to new carbon models. **Soil**, v. 2, n. 4, p. 565-582, 2016. <https://doi.org/10.5194/soil-2-565-2016>.

FRANCO, André LC et al. Loss of soil (macro) fauna due to the expansion of Brazilian sugarcane acreage. **Science of the Total Environment**, v. 563, p. 160-168, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.116>.

FRANCO, André LC et al. Linking soil engineers, structural stability, and organic matter allocation to unravel soil carbon responses to land-use change. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 150, p. 107998, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107998>.

FROUZ, Jan. Effects of soil macro-and mesofauna on litter decomposition and soil organic matter stabilization. **Geoderma**, v. 332, p. 161-172, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.039>.

FROUZ, Jan et al. Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites. **Forest Ecology and Management**, v. 309, p. 87-95, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.013>.

GAGNON, Bernard; ZIADI, Noura. Forest-derived liming by-products: potential benefits to remediate soil acidity and increase soil fertility. **Agronomy Journal**, v. 112, n. 6, p. 4788-4798, 2020. <https://doi.org/10.1002/agj2.20421>.

GRAAFF, Marie-Anne et al. Effects of agricultural intensification on soil biodiversity and implications for ecosystem functioning: a meta-analysis. **Advances in agronomy**, v. 155, p.

1-44, 2019. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.01.001>.

KRUMINS, Jennifer Adams et al. Herbivory and stoichiometric feedbacks to primary production. **Plos One**, v. 10, n. 6, p. e0129775, 2015.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129775>.

LAL, R. Effects of macrofauna on soil properties in tropical ecosystems. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 24, n. 1-3, p. 101-116, 1988. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(88\)90059-X](https://doi.org/10.1016/0167-8809(88)90059-X).

LAWRENCE, Patrick G. et al. Vulnerability of dryland agricultural regimes to economic and climatic change. **Ecology and Society**, v. 23, n. 1, 2018. <https://doi.org/10.5751/ES-09983-230134>.

LEGENDRE, P., LEGENDRE, L.F. **Numerical Ecology**. Elsevier, 2012.

LIMA JÚNIOR, Claudemiro D. et al. Estimation of “caatinga” woody biomass using allometric equations and vegetation index. **Scientia Forestalis**, v. 42, 2014.

LIRA, M.A. et al. Semi-árido pernambucano. **Anais da academia Pernambucana Ciência Agrônômica** 1, 112–123, 2004.

LIU, Yang et al. Higher soil fauna abundance accelerates litter carbon release across an alpine forest-tundra ecotone. **Scientific reports**, v. 9, n. 1, p. 10561, 2019.  
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-47072-0>.

LIU, Ting et al. Biochar exerts negative effects on soil fauna across multiple trophic levels in a cultivated acidic soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 56, p. 597-606, 2020.  
<https://doi.org/10.1007/s00374-020-01436-1>.

LOPES, L.D.O., FARIA, C.M.B. Recomendações técnicas para o cultivo do feijoeiro comum. Curso de atualização para técnicos do Banco do Brasil, 2. EMBRAPA CPATSA, Petrolina, 1995.

MARSDEN, Claire et al. How agroforestry systems influence soil fauna and their functions-a review. **Plant and Soil**, v. 453, p. 29-44, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04322-4>.

MEEHAN, Matthew L. et al. Response of soil fauna to simulated global change factors depends on ambient climate conditions. **Pedobiologia**, v. 83, p. 150672, 2020.  
<https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2020.150672>.

MENEZES, R. S. C. et al. Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 643-653, 2012.  
<https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000400004>.

MOÇO, Maria Kellen S. et al. Relationships between invertebrate communities, litter quality and soil attributes under different cacao agroforestry systems in the south of Bahia, Brazil. **Applied soil ecology**, v. 46, n. 3, p. 347-354, 2010.  
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.10.006>.

MORRISON, Wendy E.; HAY, Mark E. Herbivore preference for native vs. exotic plants: generalist herbivores from multiple continents prefer exotic plants that are evolutionarily naïve. **PloS one**, v. 6, n. 3, p. e17227, 2011. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017227>.

OKSANEN, A.J. et al. Vegan: Community Ecology Package, Version 2.5–3. **The Comprehensive R Archive Network**, 2019

PAOLETTI, Maurizio G. et al. Detritivores as indicators of landscape stress and soil degradation. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 47, n. 4, p. 412-423, 2007. <https://doi.org/10.1071/EA05297>.

R Core Development Team. R: a Language and Environment for Statistical Computing. Version 3.6.3, 2018.

ROCHA, J.E.S. **Palma Forrageira no Nordeste do Brasil: Estado da Arte**. Embrapa Caprinos e Ovinos, Sobral, CE, 2012.

SALMON, Sandrine et al. Relationships between soil fauna communities and humus forms: response to forest dynamics and solar radiation. **Soil biology and biochemistry**, v. 40, n. 7, p. 1707-1715, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.02.007>.

SAMPAIO, E.V.S.B. Overview of the Brazilian caatinga. In: Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. (Eds.), **Seasonally Dry Tropical Forests**. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 35–63, 1995.

SAUVADET, Marie et al. Shade trees have higher impact on soil nutrient availability and food web in organic than conventional coffee agroforestry. **Science of the Total Environment**, v. 649, p. 1065-1074, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.291>.

SCHEU, S., SETÄLÄ, H. Multitrophic interactions in decomposer food-webs. In: Tscharrntke, T., Hawkins, B.A. (Eds.), **Multitrophic Level Interactions**. Cambridge Univ. Press, pp. 223–264, 2002. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542190.010>.

SCHULZ, Katharina et al. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 367, p. 62-70, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.011>.

SILVA, Jhon Lennon Bezerra et al. Spatial-temporal dynamics of the Caatinga vegetation cover by remote sensing in municipality of the Brazilian semi-arid. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 14, n. 4, p. 1-10, 2019. <https://doi.org/10.5039/agraria.v14i4a7128>.

SOARES, J.M. **Coefficiente de Cultura da Videira**. Seminário Novas Perspectivas para o Cultivo da Uva sem Sementes. Embrapa Semi-árido, Documentos, p. 185, 2004.

SOMMAGGIO, Daniele; PERETTI, Emiliano; BURGIO, Giovanni. The effect of cover plants management on soil invertebrate fauna in vineyard in Northern Italy. **BioControl**, v. 63, p. 795-806, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10526-018-09907-z>.

TAN, Bo et al. Temperature and moisture modulate the contribution of soil fauna to litter decomposition via different pathways. **Ecosystems**, v. 24, p. 1142-1156, 2021.



<https://doi.org/10.1007/s10021-020-00573-w>.

TIBBETT, Mark et al. Long-term acidification of pH neutral grasslands affects soil biodiversity, fertility and function in a heathland restoration. **Catena**, v. 180, p. 401-415, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.03.013>.

TROMBLE, John M. Semiarid rangeland treatment and surface runoff. **Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives**, v. 29, n. 3, p. 251-255, 1976.

TSIAFOULI, Maria A. et al. Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. **Global change biology**, v. 21, n. 2, p. 973-985, 2015. <https://doi.org/10.1111/gcb.12752>.

VASCONCELLOS, Alexandre et al. Seasonality of insects in the semi-arid Caatinga of northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 54, p. 471-476, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262010000300019>.

WALLINGER, Corinna et al. How generalist herbivores exploit belowground plant diversity in temperate grasslands. **Molecular Ecology**, v. 23, n. 15, p. 3826-3837, 2014. <https://doi.org/10.1111/mec.12579>.

WANG, Jian et al. Seasonal variation in water uptake patterns of three plant species based on stable isotopes in the semi-arid Loess Plateau. **Science of the Total Environment**, v. 609, p. 27-37, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.133>.

WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014. International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps. **World Soil Resources Reports** No. 106, 2014. <https://doi.org/10.1017/S0014479706394902>.

WRIGHT, David Hamilton. Species-energy theory: an extension of species-area theory. **Oikos**, p. 496-506, 1983. <https://doi.org/10.2307/3544109>.

WU, Pengfei; WANG, Changting. Differences in spatiotemporal dynamics between soil macrofauna and mesofauna communities in forest ecosystems: the significance for soil fauna diversity monitoring. **Geoderma**, v. 337, p. 266-272, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.031>.

XIAO, Xingyuan et al. Response of net primary production to land use and climate changes in the middle-reaches of the Heihe River Basin. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 8, p. 4651-4666, 2019. <https://doi.org/10.1002/ece3.5068>.

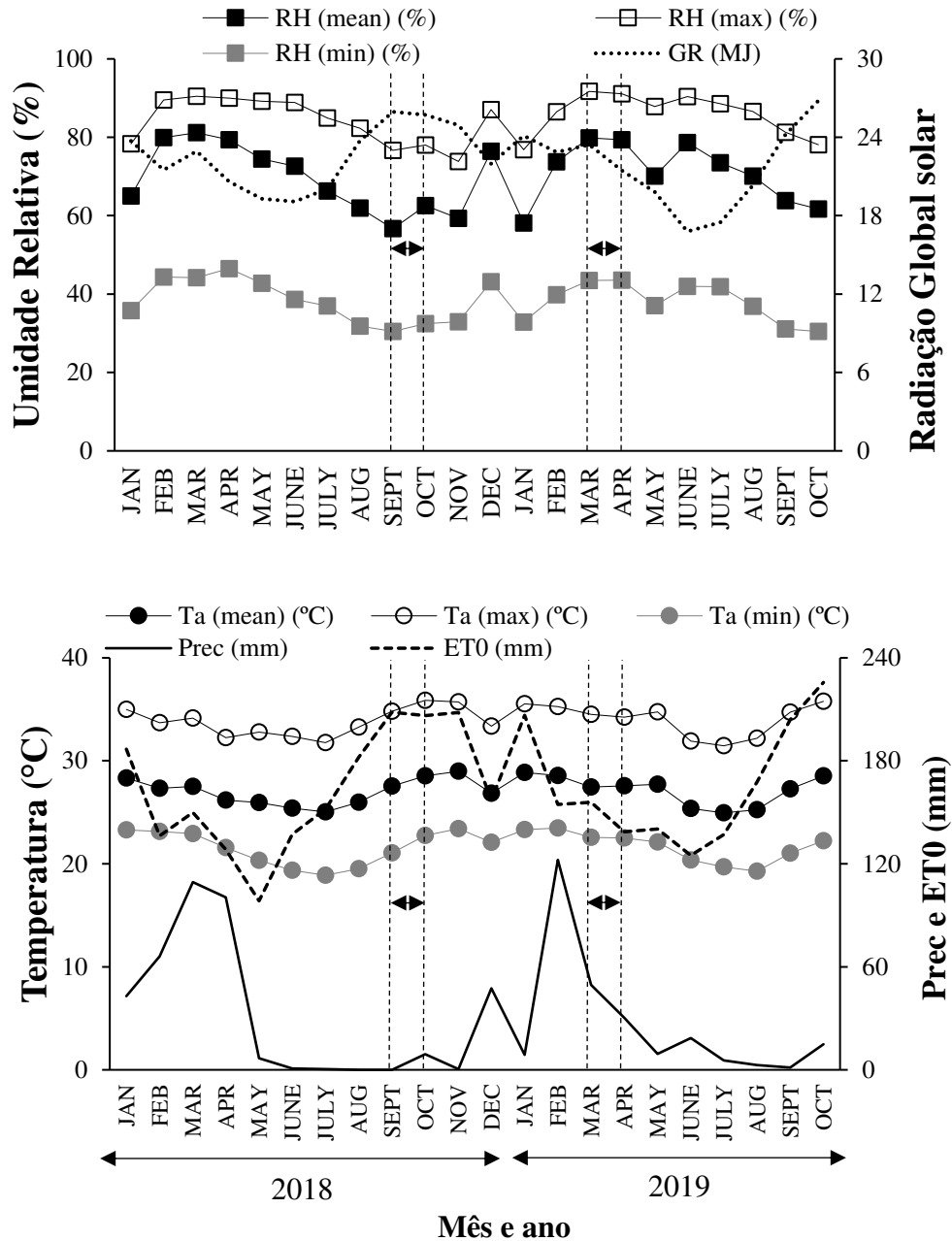
YIN, Rui et al. Climate change does not alter land-use effects on soil fauna communities. **Applied Soil Ecology**, v. 140, p. 1-10, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.03.026>.

ZHENG, Xiaoxue et al. Soil macro-fauna respond to environmental variations along a coastal-inland gradient. **PeerJ**, v. 8, p. e9532, 2020. <https://doi.org/10.7717/peerj.9532>.

ZHU, Xinyu; ZHU, Bo. Diversity and abundance of soil fauna as influenced by long-term fertilization in cropland of purple soil, China. **Soil and Tillage Research**, v. 146, p. 39-46,

2015. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.07.004>.

#### 4.6 MATERIAL SUPLEMENTAR CAPITULO III



**Fig. S1.** Variáveis meteorológicas no período de coleta de fauna do solo. Ta - Temperatura, RH - Umidade relativa, GR - Radiação solar global, Prec - Precipitação, ET0 - Evapotranspiração. As setas indicam o período de coleta de fauna do solo, na estação seca e chuvosa, respectivamente.

## 5 CONCLUSÕES GERAIS

A mudança do uso da terra levou a impactos diferentes dependendo do parâmetro analisado. Nos estoques de C e N no sistema solo-planta, o maior impacto ocorreu no cultivo de mangueiras devido ao menor retorno de resíduos orgânicos ao solo. Quanto à concentração dos nutrientes, feijão e videira apresentaram acúmulo de P e K em subsuperfície causado pela aplicação em excesso de fertilizantes. A hipótese central foi corroborada, com os agrossistemas pecuários impactando menos as variáveis químicas do solo e os agrossistemas irrigados apresentando maior biodiversidade edáfica que os pecuários, principalmente pela manutenção de umidade alta do solo ao longo do ano. Agrossistemas irrigados com maior aporte de resíduos orgânicos podem até superar a abundância encontradas na mata nativa.

Cada uso da terra avaliado apresenta características singulares. A Caatinga degradada teve biomassa vegetal significativamente reduzida quando comparada a caatinga preservada, mas ainda maior que a dos demais agrossistemas pecuários. Esse resultado indica que uma estratégia eficiente de produção forrageira e manutenção da biomassa vegetal é o consórcio de árvores nativas com espécies com alto valor protéico. Nos agrossistemas agrícolas em que é mais intensa a utilização dos recursos, a melhor estratégia seria a deposição de maior quantidade de resíduos orgânicos, como o esterco, que na videira foi capaz de manter os estoques de C no solo. Nas áreas de mangueira, todo o material das podas deve ser mantido na área, assim os resíduos mais lignificados podem manter as concentrações de C e nutrientes no solo, além de servir como habitat para a fauna edáfica.

O presente estudo se desenvolveu para gerar conhecimento sobre os atuais agrossistemas cultivados no Semiárido brasileiro. Acreditamos que as informações aqui apresentadas possam servir para implementar ações mitigadoras aos efeitos da mudança no uso da terra em ambientes semiáridos. Contribuindo não só para a academia científica, mas sobretudo para os produtores que buscam a conservação dos recursos naturais aliada à produção de alimentos mais sustentável.

## REFERÊNCIAS

- ABGRALL, Corentin; FOREY, Estelle; CHAUVAT, Matthieu. Soil fauna responses to invasive alien plants are determined by trophic groups and habitat structure: a global meta-analysis. **Oikos**, v. 128, n. 10, p. 1390-1401, 2019. <https://doi.org/10.1111/oik.06493>.
- ALBUQUERQUE, Eliza RGM et al. Root biomass under stem bases and at different distances from trees. **Journal of Arid Environments**, v. 116, p. 82-88, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.02.003>.
- ALTHOFF, Tiago Diniz et al. Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 254, p. 26-34, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.016>.
- ANDERSON, Jonathan Michael; INGRAM, John SI. Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods. **Soil Science**, v. 157, n. 4, p. 265, 1994.
- ANDERSON, Marti J. Permutational multivariate analysis of variance. **Department of Statistics, University of Auckland, Auckland**, v. 26, p. 32-46, 2005. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>.
- ANDRADE, Eunice Maia et al. Ecohydrology in a Brazilian tropical dry forest: thinned vegetation impact on hydrological functions and ecosystem services. **Journal of Hydrology: regional studies**, v. 27, p. 100649, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100649>.
- ANTONIOLLI, Zaida Inês et al. Método alternativo para estudar a fauna do solo. **Ciência Florestal**, v. 16, n. 4, p. 407-417, 2006.
- AQUINO, Deodato N. et al. Belowground carbon and nitrogen on a thinned and un-thinned seasonally dry tropical forest. **American Journal of Plant Sciences**, v. 8, n. 9, p. 2083-2100, 2017. <https://doi.org/10.4236/ajps.2017.89140>.
- ARAÚJO FILHO, J.A. **Manejo pastoril sustentável da Caatinga**, Projeto Dom Elder. Recife. 2013.
- ARAÚJO FILHO, Renisson Neponuceno et al. Recovery of carbon stocks in deforested caatinga dry forest soils requires at least 60 years. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 210-220, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.002>.
- BARRETO-GARCIA, Patrícia Anjos Bittencourt et al. Short-term effects of forest management on soil microbial biomass and activity in caatinga dry forest, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 481, p. 118790, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118790>.
- BASSOI, Luiz Henrique et al. Irrigação. In: Mouco, M.D.C. (Ed.), **Cultivo da mangueira. Embrapa Semiárido Sistema de Produção**, 2ª ed. ISSN 1807-0027, 2010.
- BERNASCHINI, Maria Laura et al. Is litter decomposition influenced by forest size and invertebrate detritivores during the dry season in semiarid Chaco Serrano?. **Journal of Arid Environments**, v. 127, p. 154-159, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.11.009>.

BIROUSTE, Marine et al. Plant traits and decomposition: are the relationships for roots comparable to those for leaves?. **Annals of Botany**, v. 109, n. 2, p. 463-472, 2012. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr297>.

BLACK, C.A. et al. **Methods of Soil Analysis**, 2nd ed. American Society of Agronomy, Madison, WI, USA, p. 770, 1965.

BONANOMI, Giuliano et al. Litter chemistry explains contrasting feeding preferences of bacteria, fungi, and higher plants. **Scientific reports**, v. 7, n. 1, p. 9208, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-09145-w>.

BORRELLI, Pasquale et al. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 36, p. 21994-22001, 2020.

BRIONES, Maria JI. The serendipitous value of soil fauna in ecosystem functioning: the unexplained explained. **Frontiers in Environmental Science**, v. 6, p. 149, 2018. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00149>.

BRUNORI, Elena; FARINA, Roberta; BIASI, Rita. Sustainable viticulture: The carbon-sink function of the vineyard agro-ecosystem. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 223, p. 10-21, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.012>.

CAIRNS, Michael A. et al. Root biomass allocation in the world's upland forests. **Oecologia**, v. 111, p. 1-11, 1997. <https://doi.org/10.1007/s004420050201>.

CALLESEN, Ingeborg et al. Carbon storage and nutrient mobilization from soil minerals by deep roots and rhizospheres. **Forest Ecology and Management**, v. 359, p. 322-331, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.08.019>.

CARVALHO, Martha Lustosa et al. Stabilization of organic matter in soils: drivers, mechanisms, and analytical tools—a literature review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 47, p. e0230130, 2023. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20220130>.

CASTANHO, Andrea DA et al. A close look at above ground biomass of a large and heterogeneous Seasonally Dry Tropical Forest-Caatinga in North East of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, n. 01, p. e20190282, 2020. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020190282>.

CAYUELA, Maria L. et al. Interactive feedbacks between soil fauna and soil processes. **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, p. 14, 2020. <https://doi.org/10.1111/ejss.12025>.

CHAUDHARY, V. Bala et al. Untangling the biological contributions to soil stability in semiarid shrublands. **Ecological Applications**, v. 19, n. 1, p. 110-122, 2009. <https://doi.org/10.1890/07-2076.1>.

CONRAD, Kathryn A. et al. Free light fraction carbon and nitrogen, a physically uncomplexed soil organic matter distribution within subtropical grass and leucaena–grass

pastures. **Soil Research**, v. 56, n. 8, p. 820-828, 2018. <https://doi.org/10.1071/SR18162>.

CONRAD, Kathryn A. et al. The sequestration and turnover of soil organic carbon in subtropical leucaena-grass pastures. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 248, p. 38-47, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.07.020>.

CORRÊA, Antonio Carlos Barros et al. The Semi-arid Domain of the Northeast of Brazil. In: Salgado, A., Santos, L., Paisani, J. (eds) **The Physical Geography of Brazil: Environment, Vegetation and Landscape**, p. 119-150, 2019. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-04333-9\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-030-04333-9_7).

COSER, Thais Rodrigues et al. Short-term buildup of carbon from a low-productivity pastureland to an agrisilviculture system in the Brazilian savannah. **Agricultural Systems**, v. 166, p. 184-195, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.01.030>.

COSTA, Tânia L. et al. Root and shoot biomasses in the tropical dry forest of semi-arid Northeast Brazil. **Plant and soil**, v. 378, p. 113-123, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-2009-1>.

COYLE, David R. et al. Soil fauna responses to natural disturbances, invasive species, and global climate change: Current state of the science and a call to action. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 110, p. 116-133, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.03.008>.

DANTAS, Suênia Flávia A.; LIMA, Guilherme Ferreira C.; MOTA, Edson Pereira. Viabilidade econômica da produção de palma forrageira irrigada e adensada no semiárido Potiguar. **Revista iPecege**, v. 3, n. 1, p. 59-74, 2017. <https://doi.org/10.22167/r.ipecege.2017.1.59>.

DECKMYN, Gaby et al. KEYLINK: towards a more integrative soil representation for inclusion in ecosystem scale models. I. review and model concept. **PeerJ**, v. 8, p. e9750, 2020. <https://doi.org/10.7717/peerj.9750>.

DELGADO-BAQUERIZO, Manuel et al. Decoupling of soil nutrient cycles as a function of aridity in global drylands. **Nature**, v. 502, n. 7473, p. 672-676, 2013. <https://doi.org/10.1038/nature12670>.

DUPOUEY, Jean-Luc et al. Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. **Ecology**, v. 83, n. 11, p. 2978-2984, 2002.

EMBRAPA. **Cultivo de feijão-caupi**, 2ª ed. Sistema de produção Embrapa, 2017.

FAN, Jianling et al. Root distribution by depth for temperate agricultural crops. **Field Crops Research**, v. 189, p. 68-74, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.02.013>.

FAO, Food and Agriculture Organization. **Trees, Forests and Land Use in Drylands**. The First Global Assessment, 2016.

FAO. **Trees, forests and land use in drylands: The first global assessment**. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 2016.

FAO. **Water and cereals in drylands**. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Earthscan, Rome, Italy, 2008.

FERREIRA, Zenaide Rodrigues; VIEIRA FILHO, José Eustáquio Ribeiro. **Avaliação da presença institucional da política pública de irrigação no semiárido brasileiro**. Texto para Discussão, 2020.

FILSER, Juliane et al. Soil fauna: key to new carbon models. **Soil**, v. 2, n. 4, p. 565-582, 2016. <https://doi.org/10.5194/soil-2-565-2016>.

FORKUOR, Gerald et al. Above-ground biomass mapping in West African dryland forest using Sentinel-1 and 2 datasets-A case study. **Remote Sensing of Environment**, v. 236, p. 111496, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111496>.

FRANCO, André LC et al. Linking soil engineers, structural stability, and organic matter allocation to unravel soil carbon responses to land-use change. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 150, p. 107998, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107998>.

FRANCO, André LC et al. Loss of soil (macro) fauna due to the expansion of Brazilian sugarcane acreage. **Science of the Total Environment**, v. 563, p. 160-168, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.116>.

FROUZ, Jan et al. Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites. **Forest Ecology and Management**, v. 309, p. 87-95, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.013>.

FROUZ, Jan. Effects of soil macro-and mesofauna on litter decomposition and soil organic matter stabilization. **Geoderma**, v. 332, p. 161-172, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.039>.

FU, Bingzhe et al. Effects of subsurface drip irrigation on alfalfa (*Medicago sativa* L.) growth and soil microbial community structures in arid and semi-arid areas of northern China. **Applied Soil Ecology**, v. 159, p. 103859, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103859>.

GAGNON, Bernard; ZIADI, Noura. Forest-derived liming by-products: potential benefits to remediate soil acidity and increase soil fertility. **Agronomy Journal**, v. 112, n. 6, p. 4788-4798, 2020. <https://doi.org/10.1002/agj2.20421>.

GAO, Ying Zhi et al. Resource manipulation effects on net primary production, biomass allocation and rain-use efficiency of two semiarid grassland sites in Inner Mongolia, China. **Oecologia**, v. 165, p. 855-864, 2011. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1890-z>.

GARCÍA-PALACIOS, Pablo et al. Ecological intensification of agriculture in drylands. **Journal of arid environments**, v. 167, p. 101-105, 2019.

GIONGO, Vanderlise et al. Optimizing multifunctional agroecosystems in irrigated dryland agriculture to restore soil carbon—Experiments and modelling. **Science of the Total Environment**, v. 725, p. 138072, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138072>.

- GRAAFF, Marie-Anne et al. Effects of agricultural intensification on soil biodiversity and implications for ecosystem functioning: a meta-analysis. **Advances in agronomy**, v. 155, p. 1-44, 2019. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.01.001>.
- HASAN, Shaikh Shamim et al. Impact of land use change on ecosystem services: A review. **Environmental Development**, v. 34, p. 100527, 2020.
- HORA, Juliane Souza Luiz et al. Drivers of species' use for fuelwood purposes: A case study in the Brazilian semiarid region. **Journal of Arid Environments**, v. 185, p. 104324, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104324>.
- HUANG, Jianping et al. Accelerated dryland expansion under climate change. **Nature climate change**, v. 6, n. 2, p. 166-171, 2016. doi:10.1038/NCLIMATE2837.
- HUANG, Jianping et al. Drylands face potential threat under 2 C global warming target. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 6, p. 417-422, 2017. doi:10.1038/NCLIMATE3275.
- JAMELLI, Davi; BERNARD, Enrico; MELO, Felipe PL. Habitat use and feeding behavior of domestic free-ranging goats in a seasonal tropical dry forest. **Journal of Arid Environments**, v. 190, p. 104532, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104532>.
- JOBBAGY, Esteban G.; JACKSON, Robert B. The distribution of soil nutrients with depth: global patterns and the imprint of plants. **Biogeochemistry**, v. 53, p. 51-77, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1010760720215>.
- JOBBÁGY, Esteban G.; JACKSON, Robert B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. **Ecological applications**, v. 10, n. 2, p. 423-436, 2000. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0423:TVDOSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2).
- JOHNSON, Dale W.; TURNER, John. Tamm Review: Nutrient cycling in forests: A historical look and newer developments. **Forest Ecology and Management**, v. 444, p. 344-373, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.052>.
- KOPITTKE, Peter M. et al. Global changes in soil stocks of carbon, nitrogen, phosphorus, and sulphur as influenced by long-term agricultural production. **Global change biology**, v. 23, n. 6, p. 2509-2519, 2017. <https://doi.org/10.1111/gcb.13513>.
- KRUMINS, Jennifer Adams et al. Herbivory and stoichiometric feedbacks to primary production. **Plos One**, v. 10, n. 6, p. e0129775, 2015. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129775>.
- LAL, R. Effects of macrofauna on soil properties in tropical ecosystems. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 24, n. 1-3, p. 101-116, 1988. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(88\)90059-X](https://doi.org/10.1016/0167-8809(88)90059-X).
- LAL, Rattan. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global change biology**, v. 24, n. 8, p. 3285-3301, 2018. doi:10.1111/gcb.14054.
- LAL, Rattan. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon



sequestration in agroecosystems. **Global change biology**, v. 24, n. 8, p. 3285-3301, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>.

LAWRENCE, Patrick G. et al. Vulnerability of dryland agricultural regimes to economic and climatic change. **Ecology and Society**, v. 23, n. 1, 2018. <https://doi.org/10.5751/ES-09983-230134>.

LEGENDRE, P., LEGENDRE, L.F. **Numerical Ecology**. Elsevier, 2012.

LIMA JÚNIOR, Claudemiro D. et al. Estimation of “caatinga” woody biomass using allometric equations and vegetation index. **Scientia Forestalis**, v. 42, 2014.

LIRA, M.A. et al. Semi-árido pernambucano. **Anais da academia Pernambucana Ciência Agrônômica** 1, 112–123, 2004.

LIU, Ting et al. Biochar exerts negative effects on soil fauna across multiple trophic levels in a cultivated acidic soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 56, p. 597-606, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00374-020-01436-1>.

LIU, Yang et al. Higher soil fauna abundance accelerates litter carbon release across an alpine forest-tundra ecotone. **Scientific reports**, v. 9, n. 1, p. 10561, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47072-0>.

LOPES, L.D.O., FARIA, C.M.B. Recomendações técnicas para o cultivo do feijoeiro comum. Curso de atualização para técnicos do Banco do Brasil, 2. EMBRAPA CPATSA, Petrolina, 1995.

LUO, Wentao et al. Carbon and nitrogen allocation shifts in plants and soils along aridity and fertility gradients in grasslands of China. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 17, p. 6927-6934, 2017. <https://doi.org/10.1002/ece3.3245>.

MALLARINO, Antonio P.; SCHEPERS, James S. Role of precision agriculture in phosphorus management practices. **Phosphorus: Agriculture and the Environment**, v. 46, p. 881-908, 2005. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr46.c27>.

MANN, Linda; TOLBERT, Virginia; CUSHMAN, Janet. Potential environmental effects of corn (*Zea mays* L.) stover removal with emphasis on soil organic matter and erosion. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 89, n. 3, p. 149-166, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00166-9](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00166-9).

MAPBIOMAS. **Collection 8.0 of Brazilian Land Cover & Use Map Series**, 2023. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2023/08/TABELA-GERAL-MAPBIOMAS-COL8.0-BIOMASxESTADOS-1.xlsx>. Acesso em 6 de junho de 2024.

MARQUES, Alexandra et al. Increasing impacts of land use on biodiversity and carbon sequestration driven by population and economic growth. **Nature ecology & evolution**, v. 3, n. 4, p. 628-637, 2019. doi:10.1038/s41559-019-0824-3.

MARSDEN, Claire et al. How agroforestry systems influence soil fauna and their functions-a

review. **Plant and Soil**, v. 453, p. 29-44, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04322-4>.

MARTINS, Júlio César Rodrigues et al. Nitrogen symbiotically fixed by cowpea and gliricidia in traditional and agroforestry systems under semiarid conditions. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, p. 178-184, 2015. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2015000200010>.

MEEHAN, Matthew L. et al. Response of soil fauna to simulated global change factors depends on ambient climate conditions. **Pedobiologia**, v. 83, p. 150672, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2020.150672>.

MEHNAZ, Kazi R.; KEITEL, Claudia; DIJKSTRA, Feike A. Phosphorus availability and plants alter soil nitrogen retention and loss. **Science of the Total Environment**, v. 671, p. 786-794, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.422>.

MELILLO, Jerry M. et al. Global climate change and terrestrial net primary production. **Nature**, v. 363, n. 6426, p. 234-240, 1993. <https://doi.org/10.1038/363234a0>.

MENEZES, R. S. C. et al. Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 643-653, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000400004>.

MENEZES, Rômulo Simões Cezar et al. Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest. **Geoderma**, v. 390, p. 114943, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114943>.

MIRANDA, Karina Rodrigues de et al. Forage production and mineral composition of cactus intercropped with legumes and fertilized with different sources of manure. **Ciência Rural**, v. 49, p. e20180324, 2019. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20180324>.

MOÇO, Maria Kellen S. et al. Relationships between invertebrate communities, litter quality and soil attributes under different cacao agroforestry systems in the south of Bahia, Brazil. **Applied soil ecology**, v. 46, n. 3, p. 347-354, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.10.006>.

MOKANY, Karel; RAISON, R. John; PROKUSHKIN, Anatoly S. Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. **Global change biology**, v. 12, n. 1, p. 84-96, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001043.x>.

MORRISON, Wendy E.; HAY, Mark E. Herbivore preference for native vs. exotic plants: generalist herbivores from multiple continents prefer exotic plants that are evolutionarily naïve. **PloS one**, v. 6, n. 3, p. e17227, 2011. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017227>.

MUSVOTO, Conny; CAMPBELL, Bruce M.; KIRCHMANN, Holger. Decomposition and nutrient release from mango and miombo woodland litter in Zimbabwe. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 8-9, p. 1111-1119, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00023-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00023-7).

NAIK, S. K. et al. Biomass production and carbon stocks estimate in mango orchards of hot and sub-humid climate in eastern region, India. **Carbon management**, v. 10, n. 5, p. 477-487,

2019. <https://doi.org/10.1080/17583004.2019.1642043>.

OJIMA, D. S.; GALVIN, K. A.; TURNER, B. L. The global impact of land-use change. **BioScience**, v. 44, n. 5, p. 300-304, 1994.

OKSANEN, A.J. et al. Vegan: Community Ecology Package, Version 2.5–3. **The Comprehensive R Archive Network**, 2019.

OLIVEIRA, Camila V. et al. Carbon and nitrogen stock of Acrisols and Nitisols in South Bahia, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 16, p. e00218, 2019.

OLIVEIRA, Sâmia Paiva et al. Organic carbon and nitrogen stocks in soils of northeastern Brazil converted to irrigated agriculture. **Land Degradation & Development**, v. 26, n. 1, p. 9-21, 2015. <https://doi.org/10.1002/ldr.2264>.

PAOLETTI, Maurizio G. et al. Detritivores as indicators of landscape stress and soil degradation. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 47, n. 4, p. 412-423, 2007. <https://doi.org/10.1071/EA05297>.

PERSSON, Jan; KIRCHMANN, Holger. Carbon and nitrogen in arable soils as affected by supply of N fertilizers and organic manures. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 51, n. 1-2, p. 249-255, 1994. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(94\)90048-5](https://doi.org/10.1016/0167-8809(94)90048-5).

POPP, Alexander et al. Land-use protection for climate change mitigation. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 12, p. 1095-1098, 2014. doi:10.1038/NCLIMATE2444.

PRĂVĂLIE, Remus. Drylands extent and environmental issues. A global approach. **Earth-Science Reviews**, v. 161, p. 259-278, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.08.003>.

PRIESS, J. A.; DE KONING, G. H. J.; VELDKAMP, A. Assessment of interactions between land use change and carbon and nutrient fluxes in Ecuador. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 85, n. 1-3, p. 269-279, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00193-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00193-1).

QI, Yulin et al. Plant root-shoot biomass allocation over diverse biomes: A global synthesis. **Global Ecology and Conservation**, v. 18, p. e00606, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00606>.

QUEIROZ, Maria Gabriela et al. Relações hídrico-econômicas da palma forrageira cultivada em ambiente semiárido. **Irriga**, v. 1, n. 01, p. 141-141, 2016. <https://doi.org/10.15809/irriga.2016v1n01p141-154>.

R Core Development Team. **R: a Language and Environment for Statistical Computing**. Version 3.6. 3, 2018.

RASSE, Daniel P.; RUMPEL, Cornelia; DIGNAC, Marie-France. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. **Plant and soil**, v. 269, n. 1, p. 341-356, 2005. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>.

ROCHA, J.E.S. **Palma Forrageira no Nordeste do Brasil: Estado da Arte**. Embrapa

Caprinos e Ovinos, Sobral, CE, 2012.

ROSA, João Guimarães. Grande sertão: veredas. **Editora Nova Aguilar**, 1994.

SABEDORIA, Capítulo 1, versículos 1 a 2, **Bíblia**.

SACRAMENTO, José Augusto Amorim Silva do et al. Soil carbon and nitrogen stocks in traditional agricultural and agroforestry systems in the semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 784-795, 2013. doi:10.1590/S0100-06832013000300025.

SAINJU, Upendra M. et al. Root and soil total carbon and nitrogen under bioenergy perennial grasses with various nitrogen rates. **Biomass and Bioenergy**, v. 107, p. 326-334, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.10.021>.

SALINAS-MELGOZA, Miguel Angel et al. Carbon emissions from dryland shifting cultivation: a case study of Mexican tropical dry forest. **Silva Fennica**, v. 51, n. 1B, 2017.

SALMON, Sandrine et al. Relationships between soil fauna communities and humus forms: response to forest dynamics and solar radiation. **Soil biology and biochemistry**, v. 40, n. 7, p. 1707-1715, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.02.007>.

SAMPAIO, E.V.S.B. Overview of the Brazilian caatinga. In: Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. (Eds.), **Seasonally Dry Tropical Forests**. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 35–63, 1995.

SANTANA NETO, José Adelson; CASTRO FILHO, E. S.; ARAÚJO, HR de. Potencial das cactáceas como alternativa alimentar para ruminantes no semiárido. **Nutritime Revista Eletrônica**, v. 12, n. 6, p. 4426-4434, 2015.

SANTANA, Mônica da Silva et al. Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 16, p. e00205, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00205>.

SANTANA, Mônica da Silva et al. Do agrosystems change soil carbon and nutrient stocks in a semiarid environment?. **Journal of Arid Environments**, v. 201, p. 104747, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104747>.

SANTANA, Mônica da Silva et al. Trophic groups of soil fauna in semiarid: Impacts of land use change, climatic seasonality and environmental variables. **Pedobiologia**, v. 89, p. 150774, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2021.150774>.

SANTOS, Leane Rodrigues et al. Does irrigated mango cultivation alter organic carbon stocks under fragile soils in semiarid climate?. **Scientia Horticulturae**, v. 255, p. 121-127, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.05.015>.

SANTOS, Mércia Virginia Ferreira dos et al. Potential of Caatinga forage plants in ruminant feeding. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 39, p. 204-215, 2010.

SANTOS, Uemeson José et al. Nitrogen stocks in soil classes under different land uses in the

Brazilian semiarid region. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 21, p. 1621-1630, 2021. <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00466-4>.

SAUVADET, Marie et al. Shade trees have higher impact on soil nutrient availability and food web in organic than conventional coffee agroforestry. **Science of the Total Environment**, v. 649, p. 1065-1074, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.291>.

SCHEU, S., SETÄLÄ, H. Multitrophic interactions in decomposer food-webs. In: Tscharrntke, T., Hawkins, B.A. (Eds.), **Multitrophic Level Interactions**. Cambridge Univ. Press, pp. 223–264, 2002. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542190.010>.

SCHULZ, Katharina et al. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 367, p. 62-70, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.011>.

SHIERLAW, J.; ALSTON, A. M. Effect of soil compaction on root growth and uptake of phosphorus. **Plant and soil**, v. 77, p. 15-28, 1984. <https://doi.org/10.1007/BF02182808>.

SIEGWART, Lorène et al. Contribution of tree and crop roots to soil carbon stocks in a Sub-Saharan agroforestry parkland in Senegal. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 352, p. 108524, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108524>.

SILVA, Davi José et al. Organic and nitrogen fertilization of soil under ‘Syrah’ grapevine: effects on soil chemical properties and nitrate concentration. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. e0150073, 2016. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20150073>.

SILVA, Davi José. Nutrição e adubação da videira em sistema de produção integrada. **Circular Técnica Embrapa** 100, 1–10, 2012.

SILVA, Jhon Lennon Bezerra et al. Spatial-temporal dynamics of the Caatinga vegetation cover by remote sensing in municipality of the Brazilian semi-arid. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 14, n. 4, p. 1-10, 2019. <https://doi.org/10.5039/agraria.v14i4a7128>.

SOARES, J.M. **Coefficiente de Cultura da Videira**. Seminário Novas Perspectivas para o Cultivo da Uva sem Sementes. Embrapa Semi-árido, Documentos, p. 185, 2004.

SOMMAGGIO, Daniele; PERETTI, Emiliano; BURGIO, Giovanni. The effect of cover plants management on soil invertebrate fauna in vineyard in Northern Italy. **BioControl**, v. 63, p. 795-806, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10526-018-09907-z>.

SPARKS, D. L.; HUANG, P. M. Physical chemistry of soil potassium. **Potassium in agriculture**, p. 201-276, 1985. <https://doi.org/10.2134/1985.potassium.c9>.

STEWART, B.A., 2016. Dryland farming. In: Reference Module in Food Science. Elsevier, pp. 1–10. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100596-5.02937-1>.

SUDENE. Resolução Condel/Sudene nº 176, de 3 de janeiro de 2024.

SWINDON, Jessica G. et al. Spatial distribution of roots across three dryland ecosystems and plant functional types. **Western North American Naturalist**, v. 79, n. 2, p. 159-169, 2019.

<https://doi.org/10.3398/064.079.0203>.

TAN, Bo et al. Temperature and moisture modulate the contribution of soil fauna to litter decomposition via different pathways. **Ecosystems**, v. 24, p. 1142-1156, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00573-w>.

TARIQ, Akash et al. Plant root mechanisms and their effects on carbon and nutrient accumulation in desert ecosystems under changes in land use and climate. **New Phytologist**, v. 242, n. 3, p. 916-934, 2024. <https://doi.org/10.1111/nph.19676>.

THORUP-KRISTENSEN, Kristian et al. Digging deeper for agricultural resources, the value of deep rooting. **Trends in Plant Science**, v. 25, n. 4, p. 406-417, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2019.12.007>.

TIAN, Liming et al. Vertical patterns and controls of soil nutrients in alpine grassland: Implications for nutrient uptake. **Science of the Total Environment**, v. 607, p. 855-864, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.080>.

TIBBETT, Mark et al. Long-term acidification of pH neutral grasslands affects soil biodiversity, fertility and function in a heathland restoration. **Catena**, v. 180, p. 401-415, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.03.013>.

TROMBLE, John M. Semiarid rangeland treatment and surface runoff. **Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives**, v. 29, n. 3, p. 251-255, 1976.

TSIAFOULI, Maria A. et al. Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. **Global change biology**, v. 21, n. 2, p. 973-985, 2015. <https://doi.org/10.1111/gcb.12752>.

UDDIN, Shihab et al. Water use and growth responses of dryland wheat grown under elevated [CO<sub>2</sub>] are associated with root length in deeper, but not upper soil layer. **Field crops research**, v. 224, p. 170-181, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.05.014>.

VAN GROENIGEN, Kees-Jan et al. Element interactions limit soil carbon storage. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 17, p. 6571-6574, 2006. <https://doi.org/10.1073/pnas.0509038103>.

VASCONCELLOS, Alexandre et al. Seasonality of insects in the semi-arid Caatinga of northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 54, p. 471-476, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262010000300019>.

VELDKAMP, Edzo et al. Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 11, p. 590-605, 2020. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0091-5>.

VILLARINO, Sebastián Horacio et al. Deforestation impacts on soil organic carbon stocks in the Semiarid Chaco Region, Argentina. **Science of the total environment**, v. 575, p. 1056-1065, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.175>.

WALLINGER, Corinna et al. How generalist herbivores exploit belowground plant diversity

in temperate grasslands. **Molecular Ecology**, v. 23, n. 15, p. 3826-3837, 2014. <https://doi.org/10.1111/mec.12579>.

WANG, Jian et al. Seasonal variation in water uptake patterns of three plant species based on stable isotopes in the semi-arid Loess Plateau. **Science of the Total Environment**, v. 609, p. 27-37, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.133>.

WARING, Bonnie G.; POWERS, Jennifer S. Overlooking what is underground: Root: shoot ratios and coarse root allometric equations for tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 10-15, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.007>

WEI, Xiaorong et al. Global pattern of soil carbon losses due to the conversion of forests to agricultural land. **Scientific reports**, v. 4, n. 1, p. 4062, 2014. <https://doi.org/10.1038/srep04062>.

WOLF, Amelia A.; FUNK, Jennifer L.; MENGE, Duncan NL. The symbionts made me do it: legumes are not hardwired for high nitrogen concentrations but incorporate more nitrogen when inoculated. **New Phytologist**, v. 213, n. 2, p. 690-699, 2017. <https://doi.org/10.1111/nph.14303>.

World Bank. 2016. Agricultural land. Disponível em: <https://data.worldbank.org/indicator/ag.lnd.agri.zs>. Acesso em 7 de maio de 2019.

WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014. International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps. **World Soil Resources Reports** No. 106, 2014. <https://doi.org/10.1017/S0014479706394902>.

WRIGHT, David Hamilton. Species-energy theory: an extension of species-area theory. **Oikos**, p. 496-506, 1983. <https://doi.org/10.2307/3544109>.

WU, Pengfei; WANG, Changting. Differences in spatiotemporal dynamics between soil macrofauna and mesofauna communities in forest ecosystems: the significance for soil fauna diversity monitoring. **Geoderma**, v. 337, p. 266-272, 2019. doi:10.1016/j.geoderma.2018.09.031.

XIAO, Xingyuan et al. Response of net primary production to land use and climate changes in the middle-reaches of the Heihe River Basin. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 8, p. 4651-4666, 2019. <https://doi.org/10.1002/ece3.5068>.

YANG, Yang et al. Abiotic and biotic factors modulate plant biomass and root/shoot (R/S) ratios in grassland on the Loess Plateau, China. **Science of The Total Environment**, v. 636, p. 621-631, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.260>.

YIN, Rui et al. Climate change does not alter land-use effects on soil fauna communities. **Applied Soil Ecology**, v. 140, p. 1-10, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.03.026>.

ZHANG, Wei-Ping et al. Plant litter strengthens positive biodiversity–ecosystem functioning relationships over time. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 38, n. 5, p. 473-484, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.12.008>.

ZHAO, Cancan et al. Soil microbial community composition and respiration along an experimental precipitation gradient in a semiarid steppe. **Scientific reports**, v. 6, n. 1, p. 24317, 2016. <https://doi.org/10.1038/srep24317>.

ZHENG, Xiaoxue et al. Soil macro-fauna respond to environmental variations along a coastal-inland gradient. **PeerJ**, v. 8, p. e9532, 2020. <https://doi.org/10.7717/peerj.9532>.

ZHU, Xinyu; ZHU, Bo. Diversity and abundance of soil fauna as influenced by long-term fertilization in cropland of purple soil, China. **Soil and Tillage Research**, v. 146, p. 39-46, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.07.004>.