



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

REGIANE FARIAS BATISTA

**SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DE ESTOQUES DE CARBONO E RETENÇÃO DA ÁGUA
EM SOLOS EM DIFERENTES ESTADO DE CONSERVAÇÃO NA CAATINGA**

**AREIA
2023**

REGIANE FARIAS BATISTA

**SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DE ESTOQUES DE CARBONO E RETENÇÃO DA ÁGUA
EM SOLOS EM DIFERENTES ESTADO DE CONSERVAÇÃO NA CAATINGA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo. Área de concentração: Solos em Ecossistemas Agrícolas e Naturais. Linha de pesquisa: Solos e Nutrição de Plantas.

Orientador: Raphael Moreira Beirigo

Coorientadora: Thalita Campos Oliveira

REGIANE FARIAS BATISTA

**SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DE ESTOQUES DE CARBONO E RETENÇÃO DA ÁGUA
EM SOLOS EM DIFERENTES ESTADO DE CONSERVAÇÃO NA CAATINGA**

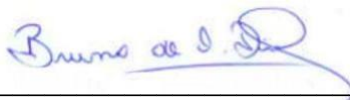
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo. Área de concentração: Solos em Ecossistemas Agrícolas e Naturais. Linha de pesquisa: Solos e Nutrição de Plantas.

Aprovado em: 30/08/2021.

BANCA EXIMINADORA



Prof. Raphael Moreira Beirigo, Dr.
DSER/CCA/UFPB
Orientador



Prof. Bruno de Oliveira Dias, Dr.
DSER/CCA/UFPB
Examinador Interno



Rodrigo Santana Macedo, Dr.
Instituto Nacional do Semiárido
Examinador Externo

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

B333s Batista, Regiane Farias.

Serviços ecossistêmicos de estoques de carbono e retenção da água em solos em diferentes estado de conservação na caatinga / Regiane Farias Batista. - Areia, 2023.

112 f. : il.

Orientação: Raphael Moreira Beirigo.

Coorientação: Thalita Campos Oliveira.

Dissertação (Mestrado) - UFPB/CCA.

1. Terras secas. 2. Retenção de água. 3. Carbono orgânico. 4. Uso do solo. I. Beirigo, Raphael Moreira. II. Oliveira, Thalita Campos. III. Título.

UFPB/CCA-AREIA

CDU 631.4(043.3)

*Ao meu pai Risonaldo,
minha mãe Sueli, meu irmão
Paulo César e a minha
sobrinha Maria Sophia, com
quem pude contar em todos
os momentos da minha vida,
como minha maior força e
inspiração.*

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da atual encarnação, pelas bênçãos, pela possibilidade de evolução, pelos caminhos iluminados que sempre me guiaram no Bem e por me permitir coragem e forças para lidar com as adversidades.

Ao meu amado pai Risonaldo Batista de Deus por todo seu amor, incentivo, dedicação e ensinamentos. A minha mãe Sueli José de Farias por ter me dado a vida e pela determinação e incentivo para realização desse sonho.

Ao meu irmão e melhor amigo, Paulo Cesar, por ser meu maior exemplo, meu incentivo e força, pela amizade e companheirismo durante a minha jornada e por me presentear com o maior amor da minha vida, minha sobrinha Sophia, a quem também agradeço pela imensa alegria, doçura e simpatia que fazem dos meus dias os melhores possíveis. Ao meu irmão Júlio Cesar, pela vida partilhada e pelo companheirismo.

A minha avó Rosita Felix de Farias, pelo carinho, apoio, incentivo, dedicação, compreensão nos dias que precisei ficar ausente e pelas inúmeras orações para a realização dos meus sonhos.

A Francisco Edson, pela amizade, companheirismo, amor, compreensão, alegria, força e incentivos a mim ofertados. Obrigada por partilhar seus conhecimentos e pela determinação para construção desse trabalho, por sempre acreditar em mim e me fazer ser uma pessoa melhor.

Ao meu orientador Raphael Moreira Beirigo por partilhar seus conhecimentos para construção e desenvolvimento desse trabalho, pela atenção, paciência e dedicação.

A minha coorientadora, Thalita Campos, pelo incentivo, confiança, paciência, dedicação, ensinamentos e contribuições para construção desse trabalho. Minha eterna gratidão por tudo.

A minha amiga e muitas vezes, mãe, Adriana Meira, pelo afeto, apoio, inspiração, dedicação, confiança, conselhos, oportunidades, ensinamentos, experiências e lições a mim ofertados.

Aos meus amigos/irmãos Ivson Sousa, Ediane Farias, Milenna Jordana e Beatriz Brito, por estarem sempre do meu lado, me ajudando, me motivando e me apoiando em todos os momentos, sem medirem esforços.

A Paolla Leite, por estar ao meu lado em diversos momentos da minha vida, me ajudando, me incentivando e me dando forças.

Aos meus familiares pela força, incentivo e compreensão nos dias que precisei ficar ausente, meu muito obrigada por existirem na minha vida.

A Marco Aurelio, pela amizade, paciência, atenção e contribuição na realização desse trabalho.

Aos colegas e amigos que o mestrado me presenteou, Gislaine, Diogo, Julia, William (Pingo), Rafael Zarate, Ailson, Guilherme, Ellyas, Pedro, William, Camila, Geiziane, Kaio, Paloma, Anderson e Raimundo.

Ao Professor, amigo e pesquisador, Rodrigo Macedo, pelo apoio, incentivo e contribuições para a pesquisa desse trabalho. A Julia Tavares, pela sua valiosa amizade, incentivo, entusiasmo, compreensão, força e inspiração. Meu muito obrigada pela ajuda e colaboração na minha formação acadêmica e pessoal.

Ao corpo docente por todos os ensinamentos. Ao Professor Flávio Pereira (laboratório de física – DSER), Professor Adailson (laboratório de biotecnologia do solo) e Professor Bruno Dias (laboratório de Matéria orgânica) pela amizade e por toda contribuição nas análises e equipamentos. Ao técnico de laboratório Flávio por toda ajuda durante a minha pesquisa.

À UFPB pela infraestrutura, a CAPES e ao CNPq pelo apoio financeiro ao longo do curso. Ao PPGCS e departamento de Solos e Engenharia Rural pelo apoio e condições necessárias fornecidas para condução do curso de mestrado, ao INSA pelas análises e ao grupo GSES por todas as contribuições.

Ao projeto NEXUS - nº 441436/ 2017-0, o qual fiz parte no grupo de pesquisa, Replicabilidade de um sistema sustentável e altamente produtivo na região mais seca do Brasil, em nome do Coordenador Helder Farias Pereira de Araujo, pelo financiamento em toda pesquisa e pela oportunidade em trabalhar em um ambiente tão fértil de experiência e ensinamentos, ambiente este que tenho como a minha casa, o meu Cariri.

A todos aqueles que colaboraram de forma direta e indiretamente. Muito obrigada!

Batista, R. F. **Serviços ecossistêmicos de estoques de carbono e retenção da água em solos em diferentes estados de conservação na caatinga**. Areia-PB: UFPB, 2023. (Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo). Orientador: Raphael Moreira Beirigo. Coorientadora: Thalita Campos Oliveira.

RESUMO

Nas Terras Secas os bens e serviços ofertados pelo solo são alterados por práticas de uso e manejo inadequados que comprometem a funcionalidade dos ecossistemas, cujas ações resultam em elevadas taxas de degradação, mudanças hídricas e alteração no conteúdo de carbono orgânico do solo. Nesse estudo objetivou-se avaliar a retenção da água no solo e a dinâmica do carbono orgânico do solo e suas relações com os serviços ecossistêmicos de suporte, regulação e provisionamento em floresta seca da Paraíba. Foram escolhidas três áreas com diferentes usos e cobertura do solo, a Fazenda São Paulo dos Dantas (FASP) com complexidade intermediária de vegetação composta por florestas e matas (60%) e áreas agrícolas (40%); a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Almas com alta complexidade de vegetação com 90% de sua área coberta por florestas; e uma área localizada em São João do Cariri (SJC) com baixa complexidade de vegetação com cerca de 75% de seus solos degradados. Para a realização desse estudo foi usada uma malha amostral homogênea com 25 pontos em cada área, em um total de 75 pontos. Em cada quadrante foram abertas trincheiras e coletado amostras deformadas e indeformadas nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, totalizando 225 amostras coletadas. Foram realizadas análises granulométricas, densidade do solo, densidade de partículas, porosidade total, classes de poros, matéria orgânica e o teor de carbono. Para identificar a variabilidade e o grau de dependência espacial do carbono orgânico foi utilizado geoestatística e a krigagem. As curvas de retenção de água no solo (CRA) foram estimadas pela função de pedotransferência (FPT), utilizando o quarto nível da função de Tomasella. Para análise estatística foram utilizados o teste de média de Tukey a 5% de probabilidade e a análise de componentes principais (ACP). Os teores e estoque COS na FASP foram maiores que as demais áreas em todas as profundidades. De acordo com as estimativas das FPT, SJC é a área com maior potencial para reter maiores quantidades de água devido ao alto conteúdo de argila e matéria orgânica, porém, essa área não possui características necessárias para reter água devido o alto grau de compactação, menores espaços porosos e maior densidade do solo. Pode-se concluir que, a área com características físicas com maior potencial para reter água é a área de FASP e a área com maior capacidade de ofertar diversos serviços ecossistêmicos do solo.

Palavras-chave: terras secas; retenção de água; carbono orgânico; uso do solo.

ABSTRACT

In the drylands, goods and services offered by the soil are altered by inappropriate land use and management practices that compromise the functionality of ecosystems, whose actions result in high rates of degradation, water changes and alteration of soil organic carbon content. This study aimed to evaluate soil water retention and soil organic carbon dynamics and their relationships with ecosystem services of support, regulation, and provisioning in a dry forest located in the Paraíba state, Brazil. Three areas with different land uses and vegetation were chosen: Fazenda São Paulo dos Dantas (FASP) with intermediate vegetation complexity composed of forests and woods (60%) and agricultural areas (40%); the Private Natural Heritage Reserve (RPPN) Fazenda Almas with highly complex vegetation with 90% of its area covered by forests; and an area located in São João do Cariri (SJC) with low vegetation complexity with about 75% of its soils degraded. To carry out this study, a homogeneous sampling grid was used with 25 points in each area, in a total of 75 points. In each quadrant, trenches were opened and both disturbed and undisturbed samples were collected at depths of 0-10, 10-20 and 20-30 cm, totaling 225 samples. Granulometric analysis, soil density, particle density, total porosity, pore classes, organic matter and carbon content were performed. To identify the variability and the degree of spatial dependence of organic carbon, geostatistics and kriging were used. Soil water retention (CRA) curves were estimated by the pedotransfer function (FPT), using the fourth level of the Tomasella function. For statistical analysis, Tukey's mean test at 5% probability and principal component analysis (PCA) were used. The COS grades and stock in FASP were higher than the other areas at all depths. According to FPT estimates, SJC is the area with the greatest potential to retain greater amounts of water due to the high content of clay and organic matter, however, this area does not have the required characteristics to retain water due to the high degree of compaction, smaller porous space and higher soil density. It can be concluded that the area with physical characteristics with the greatest potential to retain water is FASP with the greatest capacity to offer various soil ecosystem services.

Keywords: dry lands; water retention; organic carbon; use of the soil.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Distribuição de Terras Secas no mundo (Adaptado de UNCCD, 2017).....	17
Figura 2. Brasil, Nordeste, Paraíba, Cariri paraibano e Áreas de estudo. SJC: São João do Cariri; RPPN: Reserva Particular do Patrimônio Natural; FASP: Fazenda São Paulo dos Dantas.	19
Figura 3. Distribuição global do conteúdo e estoque de C orgânico no solo até dois metros de profundidade (Plaza et al., 2018).	27
Figura 4. Modelo esquemático de semivariograma esférico proposto por Vieira (2000).	29
Figura 5. Cariri Paraibano, sub-região da Caatinga, Brasil, com complexidade estrutural das paisagens que varia dentro da região de estudo.....	51
Figura 6. Malha amostral dos pontos selecionados das áreas de estudo e classes de solos..	52
Figura 7. Conteúdo médio de Carbono orgânico do solo (COS) nas áreas de estudo calculado em diferentes profundidades.....	55
Figura 8. Estoque de Carbono do solo (ECOS) das áreas de estudo nas 03 profundidades. Médias seguidas das mesmas letras, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.....	57
Figura 9. Mapas de krigagem do Carbono Orgânico do Solo (COS) na profundidade de 0-10 cm, de São João do Cariri – SJC (A) e da Fazenda São Paulo – FASP (B).....	62
Figura 10. Mapas de krigagem do Carbono Orgânico do Solo (COS) na profundidade de 10-20 cm, de São João do Cariri – SJC (A) e da Fazenda São Paulo – FASP (B).....	64
Figura 11. Mapas de krigagem do Carbono Orgânico do Solo (COS) na profundidade de 20-30 cm, de São João do Cariri – SJC (A) e da Fazenda São Paulo – FASP (B).....	66
Figura 12. Série histórica anual da precipitação das áreas de estudo. SJC: São João do Cariri; RPPN: Reserva Particular do patrimônio Natural; FASP: Fazenda São Paulo dos Dantas.	83
Figura 13. Malha amostral dos pontos selecionados das áreas de estudo e classes de solos. SJC: São João do Cariri; RPPN: Reserva Particular do patrimônio Natural; FASP: Fazenda São Paulo dos Dantas.....	85
Figura 14. Análise dos componentes principais (ACP) dos atributos do solo das áreas estudadas nas três profundidades..	92
Figura 15. Média das Curvas de retenção de água no solo das áreas de estudo nas três profundidades..	96
Figura 16. Média das Curvas de retenção de água no solo das áreas de estudo na profundidade de até 30 cm de profundidade.....	97

Figura 17. Distribuição do tamanho do poro do solo (macroporos, mesoporos, microporos e ultramicroporos) a partir da curva de retenção, das áreas de estudo nas três profundidades..	101
---	-----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Estatística descritiva do Carbono Orgânico (CO) das áreas de estudo.....	59
Tabela 2. Modelos e parâmetros estimados dos semivariogramas do Carbono Orgânico do solo (COS) nas áreas de estudo.....	60
Tabela 3. Granulometria e atributos do solo das áreas de estudo das três profundidades.	88
Tabela 4. Média das curvas de retenção de água nos diferentes pontos das áreas de estudo e profundidades.	93
Tabela 5. Distribuição do tamanho de poros do solo a partir da curva de retenção, das áreas de estudo nas três profundidades.....	100

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACP- Análise dos componentes principais
AD- Água disponível
AND- Água não disponível
CC- Capacidade de campo
CMR- Capacidade máxima de retenção
CO- Carbono orgânico
COS- Carbono orgânico do solo
CRA- Curva de retenção de água no solo
Dp- Densidade de partículas
Ds- Densidade do solo
ECOS- Estoque de carbono orgânico do solo
FASP- Fazenda São Paulo dos Dantas
FPT- Função de pedotransferência
MOS- Matéria orgânica do solo
PMP- Ponto de murcha permanente
Pt- Porosidade total
RPPN- Reserva particular do patrimônio natural
SE- Serviços ecossistêmicos
SES- Serviços ecossistêmicos do solo
TFSA- Terra fina seca ao ar
TS- Terras Secas

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	14
2.	REVISÃO DE LITERATURA.....	16
2.1.	Terras Secas.....	16
2.2.	Fitofisionomias das Terras Secas.....	18
2.3.	Cariri Paraibano	18
2.4.	Serviços Ecosistêmicos do Solo.....	20
2.5.	Dinâmica da Água no Solo	22
2.6.	Estoque de Carbono Orgânico do Solo em Terras Secas	24
2.7.	Geoestatística	28
2.8.	Variabilidade Espacial do Carbono Orgânico do Solo	30
	REFERÊNCIAS.....	32
	CAPÍTULO I.....	45
1.	INTRODUÇÃO.....	47
2.	MATERIAL E MÉTODOS	49
2.1.	Caracterização das Áreas de Estudo	49
2.2.	Amostragem.....	51
2.3.	Análises dos Solos.....	52
2.3.1.	Matéria Orgânica, Carbono orgânico total e Estoque de Carbono no Solo	52
2.3.2.	Geoestatística.....	53
2.4.	Análise Estatística dos Dados.....	54
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	54
3.1.	Carbono Orgânico do Solo (COS)	54
3.2.	Estoque de Carbono no solo (ECOS).	56
3.3.	Estatística Descritiva do Carbono Orgânico das Áreas de Estudo	58
3.4.	Krigagem.....	61
4.	CONCLUSÃO	67
	REFERÊNCIAS.....	68
	CAPÍTULO II	79
1.	INTRODUÇÃO.....	81
2.	MATERIAL E MÉTODOS	83
2.1.	Caracterização das Áreas de Estudo	83
2.2.	Amostragem.....	85
2.3.	Análises do Solo	86
2.3.1.	Granulometria, densidade do solo, densidade de partículas e porosidade total	86
2.3.2.	Matéria Orgânica e Carbono Orgânico do solo	86

2.3.3.	Curva Característica de Retenção de Água do Solo (CRA)	86
2.4.	Análise estatística	87
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	88
3.1.	Propriedades dos solos.....	88
3.2.	Análise dos componentes principais (ACP).....	89
3.3.	Retenção de Água do Solo	93
3.3.1.	Curvas características de retenção de água no solo	93
3.3.2.	Porosidade do solo a partir da curva de retenção	98
4.	CONCLUSÃO.....	103
	REFERÊNCIAS.....	104

1. INTRODUÇÃO

A maioria dos processos ecológicos que ocorrem no planeta Terra são controlados pela disponibilidade de recursos naturais. Nas terras secas (TS) a água é o recurso natural mais limitante para a manutenção do ecossistema, apresentando características marcantes de precipitação mal distribuída no tempo e no espaço e elevadas taxas de evapotranspiração. Os ecossistemas nessas regiões são mais sensíveis e vulneráveis às perturbações externas, como intervenções humanas e mudanças climáticas (Reynolds et al., 2007; Reed et al., 2012; Wu et al., 2016; Berdugo et al., 2020).

Os solos de maior ocorrência nas TS presente no nordeste brasileiro são das classes dos Neossolos (2,3 bilhões de ha) e Luvissolos (2,1 bilhões de ha), seguidos por Chernossolos, Argissolos e Vertissolos (FAO, 2004). Geralmente esses solos possuem baixa retenção de água e baixo teor de matéria orgânica (MO) (Dregne, 1976; Verheye, 2009). Esses solos fornecem uma variedade de serviços ecossistêmicos (SE) que estão comprometidos pela transformação da paisagem que altera a provisão de água para o ecossistema e compromete a dinâmica da água no solo (Balvanera et al., 2011; Huang e Yu, 2021).

A retenção da água no solo tem relação direta com a prestação de SE como a regulação no abastecimento da água (O' Geen, 2013), controle hidrológico e regulação do clima; provisionamento para fornecimento de água; e suporte como ciclagem da água (Jónsson e Davíðsdóttir, 2016). Tais serviços estão relacionados com as bacias hidrográficas, por meio da purificação e retenção da água (Grizzetti, et al., 2016) necessária para as plantas, infiltração, drenagem, condutividade hidráulica, irrigação e movimento de solutos (Kern, 1995).

A capacidade do solo de reter água influencia fortemente a disponibilidade de água para as plantas durante os períodos de seca (Western et al., 2018). Assim como nas TS, os eventos de chuvas ativam os recursos biológicos, aumentam a disponibilidade de nutrientes do solo e a biomassa vegetal (Schwinning e Sala, 2004). Porém, a água do solo depende das propriedades que atuam em sua retenção e condução. A estrutura, porosidade, textura, mineralogia e MO são as principais propriedades do solo que governam o seu funcionamento (Rawls et al., 2003; Mei et al., 2019).

Para a modelagem ecológica, provisão ambiental e gerenciamento de recursos naturais, a quantificação do carbono orgânico do solo (COS) é importante, pois possibilita a compreensão sobre as escalas de influência da variabilidade espacial do carbono e, assim, desenvolver estratégias sustentáveis essenciais para os ecossistemas nas TS (Lin et al., 2005).

A mudança no uso da terra dos ecossistemas naturais, como a conversão de florestas tropicais em pastagens e campos agrícolas geralmente esgotam os estoques de COS, acarretando baixa produtividade agrícola e afetando funções ecológicas importantes para os solos por meio da alteração das características físicas, químicas e biológicas do solo (Guo e Gifford, 2002; Bernoux e Chevallier, 2014).

Nas TS do Brasil, as áreas ocupadas com vegetação densa apresentam estoques médios de carbono de $89,9 \text{ Mg ha}^{-1}$, com aumento de até 29% em relação a áreas de lavouras, pastagens e vegetação aberta, onde o conteúdo médio de COS em até um metro de profundidade varia entre as diferentes classes de solos, nos Neossolos Quartzarênicos é de $96,05 \text{ Mg ha}^{-1}$, Argissolos $94,60 \text{ Mg ha}^{-1}$, Neossolos Regolíticos $80,69 \text{ Mg ha}^{-1}$, Latossolos $66,76 \text{ Mg ha}^{-1}$, Luvissolos $63,65 \text{ Mg ha}^{-1}$, Planossolos $61,81 \text{ Mg ha}^{-1}$ e Neossolos Litólicos $57,11 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Menezes et al., 2021).

Para garantir a segurança hídrica, alimentar e energética das TS, os SE do solo responsáveis pelo estoque de COS e pela manutenção e armazenamento de água devem ser mantidos nas diferentes posições da paisagem uma vez que a prestação dos SE variam de acordo com os tipos de solo e seu uso. Deste modo, o objetivo deste trabalho foi identificar a variabilidade espacial do COS em diferentes posições da paisagem e avaliar a retenção da água no solo e sua relação com os SE de suporte, regulação e provisionamento em diferentes tipos e usos do solo na região mais seca das TS do nordeste brasileiro localizada no Cariri Paraibano.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Terras Secas

As terras secas (TS) são regiões climáticas hiperáridas, áridas, semiáridas e subúmidas secas com índices de aridez obtido pela média anual da precipitação dividido pela evapotranspiração potencial entre 0,50 e 0,65 (Sorensen, 2009), sendo assim, a água é o recurso natural mais limitante.

As TS estão distribuídas em todos os continentes e cobrem cerca de 40% da superfície terrestre (Figura 1), totalizando mais de 6 bilhões de hectares, onde aproximadamente 65% são usados como pastagens e 25% como terras agrícolas (Safriel et al., 2005). Nesses locais vivem cerca de 2 bilhões de pessoas, onde desenvolvem 44% da produção agropecuária mundial (MEA, 2005; IFAD, 2016; Johnson et al., 2017).

Os solos das TS são geralmente rasos a pouco profundos, com baixo teor de matéria orgânica (MO), eutróficos, com textura variando de média a arenosa (Dregne, 1976; Verheye, 2009; Lucke, Nikolskii, Bäuml, 2013), bem drenados, menor capacidade de armazenamento de água disponível e maior densidade do solo (Plaza et al., 2018).

São bastante susceptíveis a impactos ambientais devido à mudança do uso da terra e ao manejo inadequado (Perez-Marin et al., 2012). As principais classes de solos nas TS são Neossolos (2,3 bilhões de ha) e Luvisolos (2,1 bilhões de ha), seguidos por Chernossolos, Argissolos e Vertissolos (FAO, 2004).

No Brasil as TS concentram-se no Nordeste e na região norte de Minas Gerais ocupando cerca de 980.000 km² do território nacional. Abrange mais de 20% dos municípios brasileiros com 11,84% da população do país (IBGE, 2010), sendo a região semiárida mais populosa do mundo. Essa região ocupa 18% das TS do mundo o que equivale a 23.739 milhões km², com 873.871 milhões de habitantes o que equivale a 4% da população das TS do mundo (FAO, 2008).

Nessas regiões encontram-se apenas 3% do total da água do país, onde 78% estão distribuídas nas bacias dos rios São Francisco e Parnaíba (Giongo et al., 2018). A média da precipitação anual máxima é de 800 mm e as taxas de evapotranspiração são maiores que 2.000 mm ano⁻¹, as temperaturas variam de 23°C a 27°C (Silva et al., 2010), onde 88% da precipitação volta à atmosfera por evapotranspiração, 9% tornam-se escoamento superficial e apenas 3% torna-se fluxo de água subterrânea (Andrade et al., 2017).

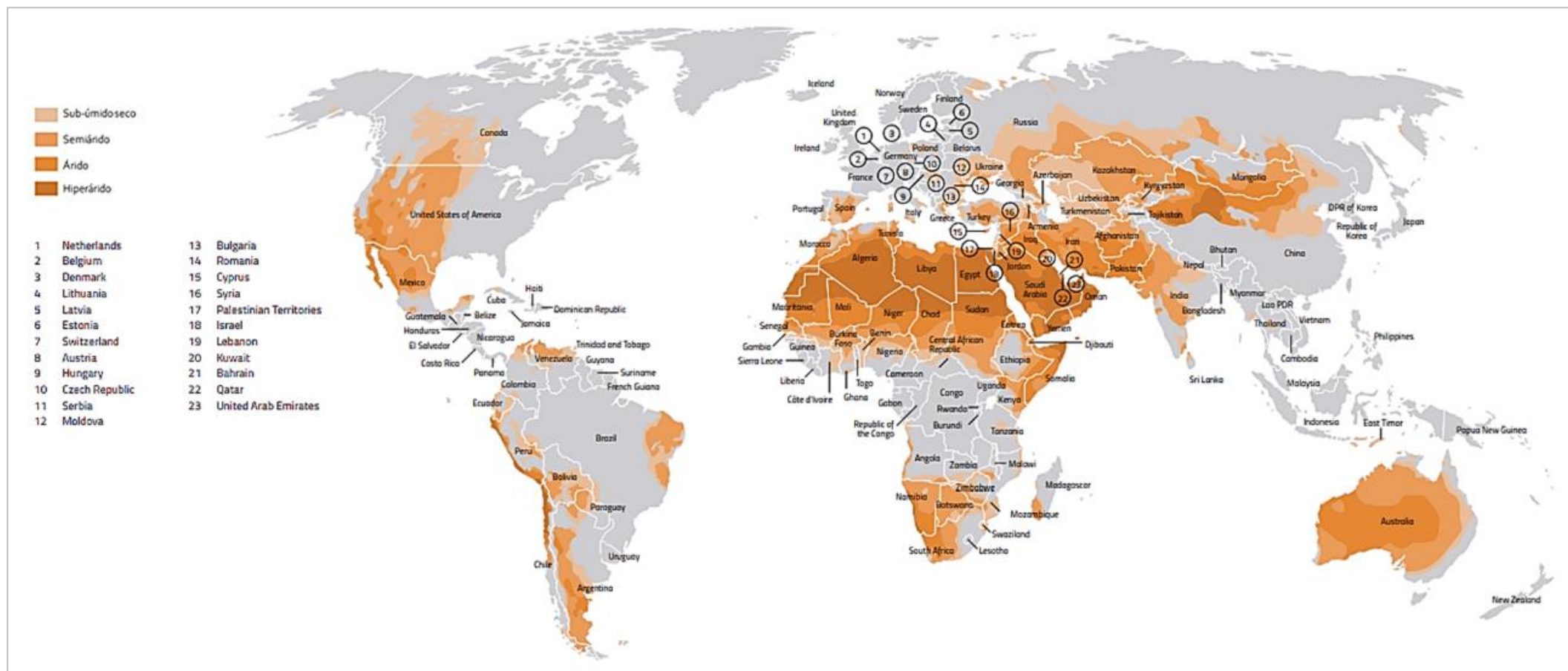


Figura 1. Distribuição de Terras Secas no mundo (Adaptado de UNCCD, 2017).

2.2. Fitofisionomias das Terras Secas

As florestas secas são um tipo de vegetação onde os organismos apresentam adaptações a escassez de água biodisponível e regime hipertérmico (Nicholson, 2011). A área total de florestas secas é de cerca de 1.079 Mha, onde 523 Mha estão localizados nos trópicos, dos quais 203 Mha (37%) são florestas abertas e 320 Mha (63%) são florestas densas (Bastin et al., 2017).

Com o aumento nas mudanças climáticas, as taxas de recuperação dos ecossistemas diminuem e alteram as variações na precipitação e temperatura, o que afeta diretamente a fenologia das florestas secas, as taxas e tempos de floração, fotossíntese, uso da água e transporte de nutrientes (Stan e Sanchez-Azofeifa, 2019).

As limitações hidrológicas no solo podem ser menos intensas dependendo do uso da água pela vegetação e de como a dinâmica populacional da floresta responde as condições climáticas, compreendendo como esta afeta os processos eco hidrológicos (Vose, et al., 2016). Os solos dessas áreas fornecem diversos serviços ecossistêmicos, especialmente em florestas que sustentam alta biodiversidade. Dentre esses serviços pode-se citar a ciclagem de resíduos, sequestro de carbono, controle de inundações, erosão, pragas e doenças e manutenção de nutrientes (Pereira et al., 2018).

A eco hidrologia em TS controla a distribuição espacial da vegetação e a dinâmica ambiental, apresentando propriedades emergentes em diferentes níveis de organização como no extremo seco, locais com baixo armazenamento de água no solo e sem acesso às águas subterrâneas (Maass e Burgos, 2011).

As interações entre processos ecológicos e hidrológicos (Porporato e Rodriguez-Iturbe, 2013) resultam em espécies divididas em alguns dos principais tipos funcionais de plantas, como gramíneas, arbustos e suculentas (Sala et al., 1997; Dodd e Lauenroth, 1997; D'odorico, e Porporato, 2006).

As florestas secas decíduas dominam a paisagem, enquanto as florestas secas semidecíduas podem se desenvolver em áreas com baixo acúmulo de água no solo, e em áreas onde as árvores têm acesso às águas subterrâneas, um estrato perene de árvore se desenvolve em conjunto com um estrato decíduo sob o dossel (Maass e Burgos, 2011).

2.3. Cariri Paraibano

No Nordeste brasileiro encontra-se o Cariri Paraibano, uma das regiões mais secas do Brasil, localizado na mesorregião da Borborema no Estado da Paraíba, com 11.192,01 km², o que equivale a aproximadamente de 20% do Estado. Sua extensão é subdividida em Cariri

Oriental, onde apresenta médias pluviométricas entre 400 a 500 mm ano⁻¹ e relevo com topografia suave ondulada e, Cariri Ocidental, com médias pluviométricas entre 500 a 600 mm ano⁻¹ e relevo suave ondulado a ondulado (Souza et al., 2009) (Figura 2).

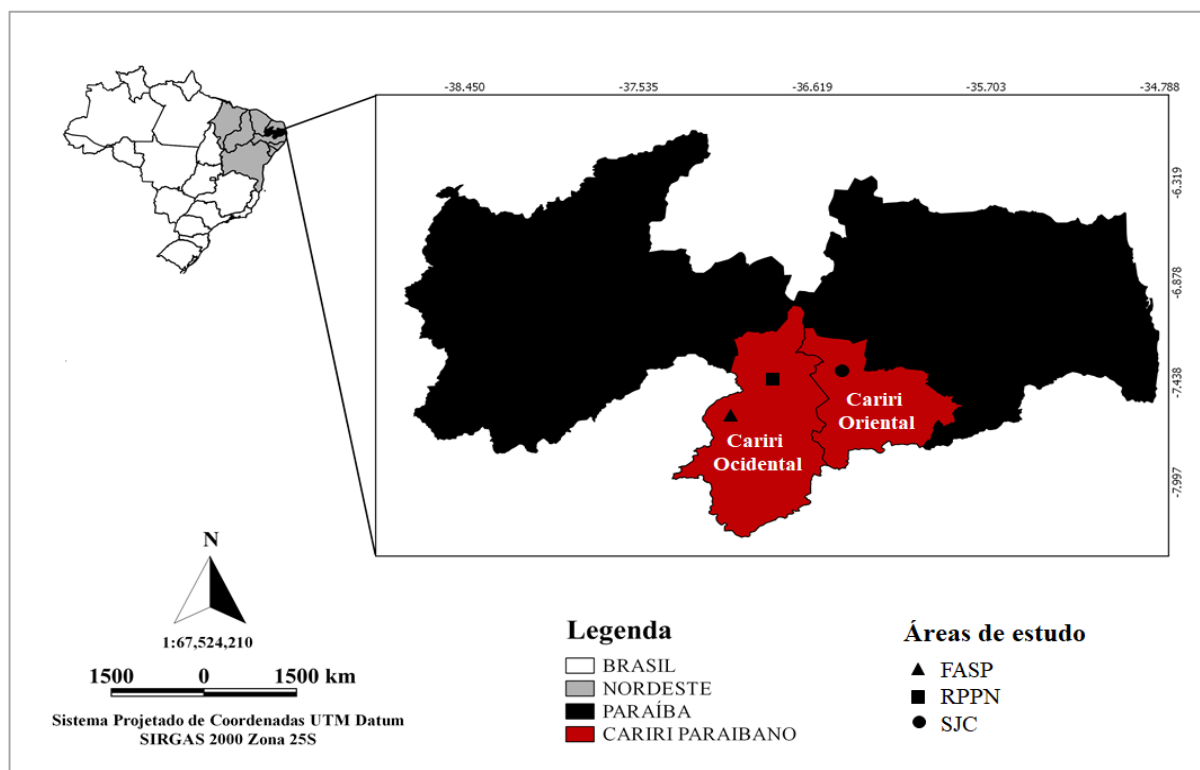


Figura 2. Brasil, Nordeste, Paraíba, Cariri paraibano e Áreas de estudo. SJC: São João do Cariri; RPPN: Reserva Particular do Patrimônio Natural; FASP: Fazenda São Paulo dos Dantas.

O clima da região é do tipo BSh-semiárido quente com 60% da precipitação anual distribuída nos meses de fevereiro, março e abril e temperatura média mínima de 20,5°C e máxima de 24,9°C (Alvares et al., 2013; IBGE, 2017). A geologia é composta pelo pré-cambriano com gnaisses, migmatitos, plutônicas ácidas e granitos (Santos et al., 2002).

Os solos são eutróficos, rasos a pouco profundos, textura arenosa nos horizontes superficiais, com teores de carbono orgânico (CO) variáveis, baixa capacidade de retenção de água e associados à alta evapotranspiração potencial, representados pelas classes dos Luvisolos, Neossolos Litólicos e Regolíticos (BRASIL, 1972; PARAÍBA, 1978; MMA, 2010; Macedo et al., 2021).

A vegetação dessa região é a caatinga, com fitofisionomias de savana estépica, onde as plantas lenhosas e herbáceas são xerófitas e decíduas, com adaptações fenológicas e morfológicas às condições de estresse hídrico (Meanut et al., 1988; Menezes et al., 2012; Marinho et al., 2016), salino e térmico, devido às altas temperaturas e às secas periódicas que caracterizam essa região (Giongo et al., 2018).

As três principais fitofisionomias são Savana Estépica Florestada, com vegetação florestal associada a matas ciliares nas drenagens principais; Savana-Estépica Arborizada vegetação arbórea, com a fitofisionomia natural mais comum na região e; Savana-Estépica Arborizada vegetação arbustiva, com maior presença de cactáceas e ocorrência de afloramentos rochosos (IBGE, 2012; Araújo et al., 2021).

Como um dos maiores fornecedores de água para o Cariri Paraibano, a bacia hidrográfica do Rio Paraíba é a segunda maior do Estado, com área de 20.071,83 km², abrange 38% do seu território, abrigando 1.828,178 habitantes, que correspondem a 52% da sua população total do Estado, é considerada uma das mais importantes do semiárido nordestino, composta pela sub-bacia do Rio Taperoá que engloba total ou parcialmente a área de 23 municípios, localizados no Planalto da Borborema (AESAs, 2021).

Nessa região, pesquisas são feitas com maior frequência em áreas com diferentes tipos e usos do solo, onde são classificadas como área de vegetação secundária, localizada na Reserva Particular do Patrimônio Natural, na Fazenda Almas; área com vegetação primária, localizada na fazenda São Paulo dos Dantas, no município da Prata; e área degradada localizada na Fazenda experimental da Universidade Federal da Paraíba, em São João do Cariri.

Essas pesquisas são voltadas para retenção de água e conteúdo de Carbono orgânico, relacionados aos serviços ecossistêmicos do solo, onde estudos apontam que a área da RPPN apresenta retenção de água baixa devido à textura arenosa dos solos, baixa microporosidade e baixo teor de matéria orgânica, além de potenciais hídricos negativos e temperaturas elevadas (SILVA, 2021). Na área de São João do Cariri, estudos feitos por Saraiva Maely (xx) apontam que em Luvisolos, o conteúdo de Carbono em floresta arbustiva rala são de 5,08 g.kg⁻¹.

2.4. Serviços Ecossistêmicos do Solo

O meio ambiente pode ser considerado um capital natural que possui um estoque, que semelhante ao capital antrópico, rende por meio de suas múltiplas funções um fluxo de bens e serviços para o futuro (Costanza et al., 1997; Costanza e Daly, 1992). Através dos bens e serviços gerados pelos ecossistemas pode-se garantir a existência e sobrevivência humana. Os bens e serviços gerados pelo capital natural são denominados serviços ecossistêmicos (SE). Análogo ao capital antrópico, os SE possuem valor econômico e devem ser identificados, classificados e avaliados economicamente (Kumar, 2010; MEA, 2005).

O funcionamento do solo na paisagem é a base dos vários SE classificados como serviços de suporte, provisionamento, regulação e culturais (MEA, 2005). As funções de suporte sustentam outros serviços, como reservatório de biodiversidade, ciclagem de nutrientes e da

água e formação do solo; os serviços de regulação são classificados como controle biológico de pragas e doenças, regulação do clima e gás (por meio do sequestro de carbono e regulação das emissões de gases de efeito estufa) e controle hidrológico; os serviços de provisionamento incluem produção de biomassa, fornecimento de água e matérias-primas (Dominati et al., 2010; Jónsson e Davíðsdóttir, 2016).

Os serviços ecossistêmicos gerados pelo solo oferecem múltiplos benefícios aos seres humanos, com isso, a valoração econômica desses tem como objetivo integrar o valor econômico dos SES nos processos de tomada de decisão sobre o uso da terra (Jónsson et al., 2017). Estimativas do valor de alguns SES, como os de suporte a biodiversidade, podem gerar mais de 2,1 trilhões de dólares anuais (valor internacional do ano de 2012), a ciclagem de nutrientes (US\$ 24-180), ciclagem da água (US\$ 62-126), processos de formação do solo (US\$ 18-28), controle hidrológico (US\$ 30-1.175) e regulação do clima (US\$ 2-268). Sabe-se ainda que os benefícios mais obtidos diretos são os de provisionamento, como os relacionados à produção de biomassa (US\$ 231-22.219) e fornecimento de água (US\$ 34-101) (Jónsson e Davíðsdóttir, 2016).

Os SES dependem das propriedades do solo e da interação do seu uso e manejo (Adhikari e Hartemink, 2016). Dessa forma, as mudanças climáticas, desertificação, salinização e outros impactos ambientais podem acarretar na degradação do solo e, como consequência, promover a redução e perda dos SES, gerando implicações graves para a manutenção dos meios de subsistência e bem-estar dos seres humanos (Sanz et al., 2017).

A degradação do capital natural do solo é causada pelos processos físicos que se referem à decomposição estrutural do solo por meio de ruptura de agregados, que levam a uma redução na infiltração superficial, aumento do escoamento de água e diminuição da drenagem causados pela erosão e compactação (Dominati; Patterson; Mackay, 2010).

Os processos químicos que ocorrem através da salinização, perda de nutrientes por lixiviação, acidificação e poluição, também resultam na degradação do capital natural do solo, assim como os processos biológicos que atuam na ruptura artificial da estrutura do solo que pode levar à atividade excessiva da biota do solo devido à oxigenação, e, portanto, à mineralização excessiva da matéria orgânica, levando à perda de estrutura e nutrientes (Dominati; Patterson; Mackay, 2010).

2.5. Dinâmica da Água no Solo

No sistema planta-solo-atmosfera a interação da água com o solo determina importantes fluxos de aporte e perdas de água e nutrientes a partir da lixiviação, escoamento superficial, evapotranspiração, evaporação, variação de temperatura, atividade e tipo de organismos do solo e a capacidade para armazenar e fornecer água para as plantas (Weil e Brady, 2017).

Apesar da precipitação ser um dos fatores que afeta diretamente o aporte de água nesse sistema, a quantidade de água que infiltra e percola no solo depende dos atributos e profundidade do solo e do uso da terra (Famiglietti et al., 1998; Sun et al., 2015). Entretanto, em regiões florestadas a interceptação da precipitação pelo dossel das árvores e pela matéria orgânica presente na superfície do solo pode diminuir a entrada de água no solo durante eventos de chuva (Zhu et al., 2014).

A evapotranspiração é um dos fenômenos mais atuantes na região semiárida, dada a elevada radiação solar que excede o nível de precipitação anual total, comprometendo a disponibilidade hídrica geral da região. Esse fenômeno é um dos principais fluxos de troca hidrológica entre o continuum terrestre e atmosférico, influenciando diretamente na distribuição da precipitação (Wang; Kumar; Marks, 2013).

A água do solo depende de diversas propriedades, como estrutura, porosidade, textura, mineralogia e matéria orgânica (Mei et al., 2019). Essas propriedades atuam na retenção e condução de água, sendo essas as principais propriedades hidráulicas que governam o seu funcionamento, e através delas possibilitam seu entendimento e manejo adequado (Rawls et al., 2003). A estrutura é um atributo do solo que influencia diretamente no armazenamento e movimento da água, nutrientes e gases no solo, pois determina a porosidade e conectividade de poros. A textura, mineralogia e matéria orgânica atuam principalmente na retenção de água (Hillel, 1998).

A condutividade hidráulica é a capacidade que o solo apresenta em permitir a movimentação da água (Lepsch, 2011). É afetada pela estrutura e textura do solo, que determinam o espaço poroso e conectividade de poros. A condutividade é maior quando o solo possui alta porosidade e menor quando compactado e denso, pois apresenta menor volume de poros e conectividade entre eles (Hillel, 2004).

A porosidade e a distribuição do tamanho dos poros são medidas da capacidade de um solo em armazenar água e ar na zona das raízes, pois um solo bem agregado tem um maior volume de poros total e maior capacidade geral de retenção de água (Brady e Weil, 2013; Jat et al., 2018). Essa porosidade pode aumentar a condutividade hidráulica, a infiltração de água e a

retenção de água no solo, assim como reduzir a erosão e o escoamento superficial (Kribaa et al., 2001, Mohammadshirazi et al., 2016).

A retenção e condução da água no solo são dependentes da força capilar, que atua na interface da fase líquida e gasosa, e é resultado da adesão entre sólidos e líquido, e da coesão entre moléculas da fase líquida. A adsorção é outro fator que afeta a retenção de água, devido a força de atração dos sólidos por substâncias específicas de soluções em suas superfícies (Tien, 2019).

Essas forças resultam em diferentes atrações ou repulsão que ocorrem entre moléculas ou íons de diferentes fases nas superfícies expostas, através de moléculas de água polares que se ligam às faces carregadas dos sólidos e aos íons adsorvidos sobre eles, causando mecanismos forte de retenção de água pela argila em altas sucções (Hillel, 2004).

A retenção e o movimento da água no solo são mensurados pela energia potencial em que a água se encontra no solo, uma vez que a energia cinética da água presente no solo é muito baixa e pode ser desprezada (Brady e Weil, 2013).

Em solos insaturados, o potencial total da água no solo pode ser dividido principalmente em potencial matricial, onde as forças de adsorção e capilaridade atuam no estado de energia da água perto da superfície das partículas; potencial osmótico, onde os solutos presentes na água reduzem seu estado energético; e o potencial gravitacional, onde somente a força da gravidade atua sobre a água (Brady e Weil, 2013).

O potencial osmótico é relevante em situações de alta concentração de solutos e onde há presença de uma membrana semi-impermeável (parede das raízes) ou na interface solo-atmosfera, e o potencial gravitacional é dependente da força da gravidade e do nível de referência. Deste modo, o potencial matricial é o mais relevante para os estudos de retenção de água no solo (Libardi, 2005).

Uma forma de se avaliar o potencial matricial do solo é através da curva de retenção de água no solo (CRA), que consiste em uma ferramenta importante para modelar a capacidade do solo em reter água (Huang e Zhang, 2005). Através dela é determinada a relação entre o potencial energético da água (h) e o volume de água (θ), correspondente ao potencial aplicado (Bagarello e Iovino, 2012).

Deste modo, obtemos um conjunto de $h(\theta)$ caracterizando a capacidade do solo em reter água desde sua saturação até seu estado mais seco. A CRA pode ser modelada com objetivo de se obter os parâmetros (θ , θ_r , θ_s , ψ , n e m) que descrevem a curva como, por exemplo, pela

equação de Brooks e Corey (1964) e van Genuchten (1980), que posteriormente, podem ser utilizados em modelos de simulação e predição hidrológicas.

A CRA pode ser estimada pela função de pedotransferência (FPT), que são modelos matemáticos utilizados para calcular a condutividade hidráulica e retenção de água do solo (Van Genuchten, 1980), por meio de parâmetros de uma equação analítica (Khlosi et al., 2013), a partir de outras propriedades do solo de mais fácil mensuração e significância estatística (McBratney et al., 2002; Yang et al., 2014). Para os solos brasileiros, foram realizadas várias tentativas para derivar a FPT, contudo, a primeira foi desenvolvida por Arruda et al. (1987), para determinar a água disponível a partir de informações de textura.

Da Silva et al. (1990) desenvolveram FPT para os solos do Semiárido no Nordeste brasileiro. Para estimar os parâmetros hidráulicos do solo por meio mais simples e práticos a partir de dados pedológicos disponíveis, Tomasella et al. (2000) derivaram e validaram a FPT para solos brasileiros com propriedades do solo variáveis devido às diferenças na mineralogia e na história do intemperismo.

A disponibilidade da água está relacionada às características biofísicas do solo e da vegetação, que fornecem uma ampla variedade de serviços ecossistêmicos que são cruciais para o bem-estar humano, portanto, sua oferta é comprometida pela taxa de transformação, onde estes causam alteração na provisão desses serviços relacionados à dinâmica da água, como nas águas superficiais e subterrâneas quando a infiltração da água é reduzida pela remoção parcial ou total da floresta (Balvanera et al. 2011).

2.6. Estoque de Carbono Orgânico do Solo em Terras Secas

A matéria orgânica do solo (MOS) é composta por insumos provenientes da produção vegetal, restos de animais e microrganismos, podendo sofrer perdas de nutrientes por lixiviação, volatilização, erosão, queima e principalmente decomposição e respiração *in situ* das comunidades de decompositores, que produzem fragmentos menores com aumento concomitante de subprodutos microbianos (Schulze e Freibauer, 2005; Courtier-Murias et al., 2013; Lehmann e Kleber, 2015; Plaza et al., 2018).

A decomposição da MO ocorre a partir da interação entre fatores físicos, químicos e biológicos do ambiente, como a temperatura, umidade, atividade microbiana e interações organominerais (Schmidt et al., 2011; Six et al., 2002; Sollins et al., 1996; Von Lützow et al., 2006).

O solo é o maior e mais importante reservatório de carbono orgânico (CO), atuando como sumidouro e fonte de CO₂ atmosférico (Kumar e Sharma, 2015), com aproximadamente 1400-

1500 Pg de carbono (1 Pg = 10¹⁵ g), globalmente armazenado na camada superior de 1 m do solo, o que equivale a 60% do estoque total de carbono na terra (Post et al., 1982; Schlesinger, 1990; Eswaran et al., 1993; Batjes, 1996).

O ciclo global do CO é alterado pelas atividades antrópicas, incluindo mudança no uso da terra, desmatamento, queima de biomassa e cultivo do solo (Lal, 2008). Tais atividades adicionam mais CO₂ à atmosfera e modificam a capacidade dos sumidouros naturais 3m remover CO₂ da atmosfera, onde é acumulada taxas de 3,5 Pg C ano⁻¹ (Rodríguez Martín et al., 2016). Essas emissões atmosféricas de carbono, proveniente de ecossistemas terrestres, provocam o aquecimento global (Fu et al., 2010), o que torna imprescindível armazenar e manter CO no solo para mitigar as mudanças climáticas, com possível taxa anual de 0,2 a 0,5 toneladas de carbono no solo por hectare após a adoção de práticas de manejo adequadas (Minasny et al., 2017), promovendo restauração ambiental sustentável, segurança ecológica e a qualidade do solo (Li et al., 2017; Lal, 2016).

O estoque de carbono do solo (ECOS) varia conforme o tipo e uso do solo, determinado pelo equilíbrio de entrada líquida de carbono (como MOS), com os sistemas florestais tendendo a ter a maior entrada de carbono no solo e maiores perdas líquidas como dióxido de carbono, CO dissolvido e erosão (Smith, 2007).

Os ecossistemas florestais representam 36-60% do total de carbono no ciclo global (Dixon et al., 1994; Malhi et al., 1999). A conversão de florestas em pastagens e campos agrícolas, afetam o estoque de carbono e as funções ecológicas dos solos (Guo e Gifford, 2002; Bernoux e Chevallier, 2014), devido a retirada de biomassa, remoção de resíduos das culturas e preparo do solo, que expõem o CO, previamente protegido nos macroagregados do solo ao intemperismo e degradação microbiana, alterando o regime de temperatura do solo (Liu et al., 2002; Smith, 2007; Liu et al., 2016).

Nas TS o clima é o fator dominante que ao receberem baixa precipitação limita a produção vegetal, entrada de MO no solo e consequentemente a taxa de entrada de CO (Hobley et al., 2016; Plaza et al., 2018).

Nas TS a MOS constitui um enorme reservatório global de carbono orgânico com menos de 0,5% da massa do solo, resultando em densidades típicas de 0-15 kg m⁻² (Lal, 2004). Os solos geralmente arenosos limitam o armazenamento da MOS, uma vez que os minerais de argila protegem a MOS contra a decomposição (Schmidt et al., 2011; Six et al., 2002; Lehmann e Kleber, 2015).

O ECOS em TS é de aproximadamente 248 Pg na profundidade de 30 cm, 470 Pg em até um metro e 646 Pg em até dois metros, equivalente a cerca de 32% do CO global total do solo, 24% maior do que na vegetação (520 Pg) e 22% menor do que na atmosfera (829 Pg) (IPCC, 2013; Plaza et al., 2018).

Os ECOS são afetados pelo clima (temperatura e umidade) (Edem e Udoinyang, 2019), topografia (Li et al., 2019), práticas de manejo do solo (Silva-Olaya et al., 2017), erosão do solo (Gaspar et al., 2019; Li et al., 2021) e tipos de vegetação (Nath et al., 2018), limitando a biomassa e o carbono da superfície do solo e do subsolo (Don et al., 2011).

Nas regiões semáridas como parte das TS, o estoque de CO é de aproximadamente 100 Pg até 30 cm, 190 Pg na camada superior de um metro do solo e 259 Pg em até dois metros (Plaza et al., 2018) (Figura 3).

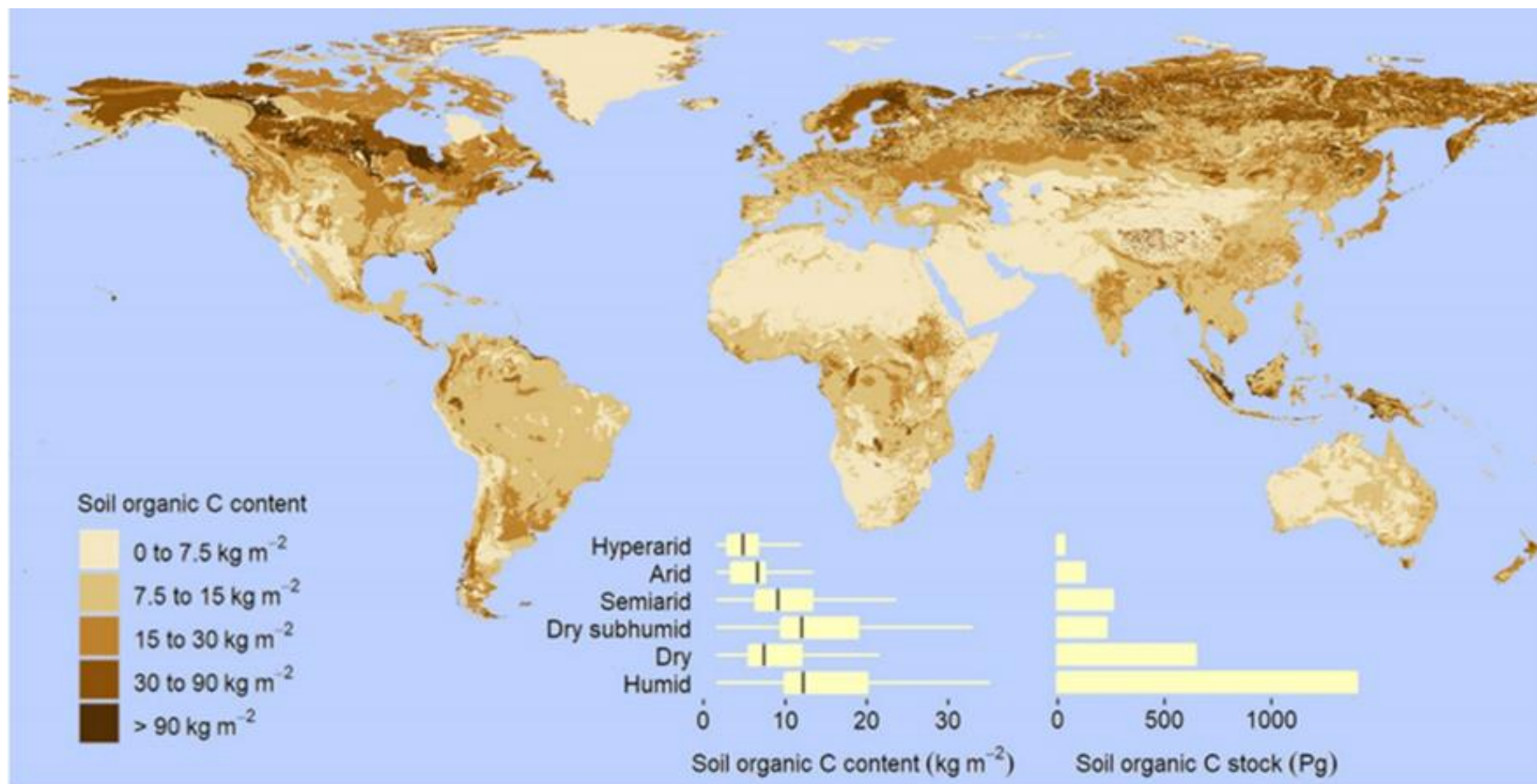


Figura 3. Distribuição global do conteúdo e estoque de C orgânico no solo até dois metros de profundidade (Plaza et al., 2018).

Nas áreas de uso da caatinga densa os estoques médios de carbono são de 89,9 Mg ha⁻¹, com aumento de até 29% em relação a áreas de lavouras, pastagens e caatinga aberta, onde os conteúdos médios de CO₂ em até um metro de profundidade variam entre as diferentes classes de solos da Caatinga, representados pelos Neossolos Quartzarênicos (96,05 Mg ha⁻¹), Argissolos (94,60 Mg ha⁻¹), Neossolos Regolíticos (80,69 Mg ha⁻¹), Latossolos (66,76 Mg ha⁻¹), Luvisolos (63,65 Mg ha⁻¹), Planossolos (61,81 Mg ha⁻¹) e Neossolos Litólicos (57,11 Mg ha⁻¹) (Menezes et al., 2021).

2.7. Geoestatística

A geoestatística é a caracterização espacial de uma variável de interesse, por meio do estudo de sua distribuição e variabilidade espacial (Yamamoto et al., 2013), com um método de interpolação chamado krigagem expressa no semivariograma, para estimar valores em qualquer posição dentro do campo, sem tendência e com variância mínima (Vieira, 2000).

A geoestatística possibilita a interpretação dos resultados com base em valores obtidos com modelos matemáticos dos semivariogramas e elaboração de gráficos de krigagem (Yamamoto e Landim, 2015), que descrevem como a variabilidade muda com a distância e direção entre os pontos (Zirsky, 1985).

Krigagem é um processo de estimativa de valores de variáveis distribuídas no espaço ou no tempo, a partir de interpolação de dados para pontos não amostrados sem tendência, com base em valores adjacentes quando considerados interdependentes pela análise variográfica (Huijbregts, 1975; Yamamoto et al., 2013).

Na geoestatística cada ponto no espaço não apresenta um único valor, mas sim uma distribuição de probabilidade de ocorrência de valores, baseada no conceito da dependência espacial (Yamamoto et al., 2013) que é analisada por meio de ajustes de semivariogramas (Vieira, 2000), com base na pressuposição de estacionariedade da hipótese intrínseca, a qual é estimada pela equação 1:

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad [1]$$

em que N(h) é o número de pares experimentais de observações Z(x_i) e Z(x_i + h) são separados por uma distância h. O semivariograma é representado pelo gráfico $\hat{\gamma}(h)$, versus h.

Os coeficientes do modelo teórico para o semivariograma, obtém-se o efeito pepita, C₀; patamar, C₀+C₁; e o alcance, a. A análise do grau da dependência espacial dos atributos estudados é medida a partir da relação do efeito pepita com patamar e classificada em fraca

quando acima de 75%, moderada de 25 a 75% e forte abaixo de 25% (Cambardella et al., (1994) (Figura 4).

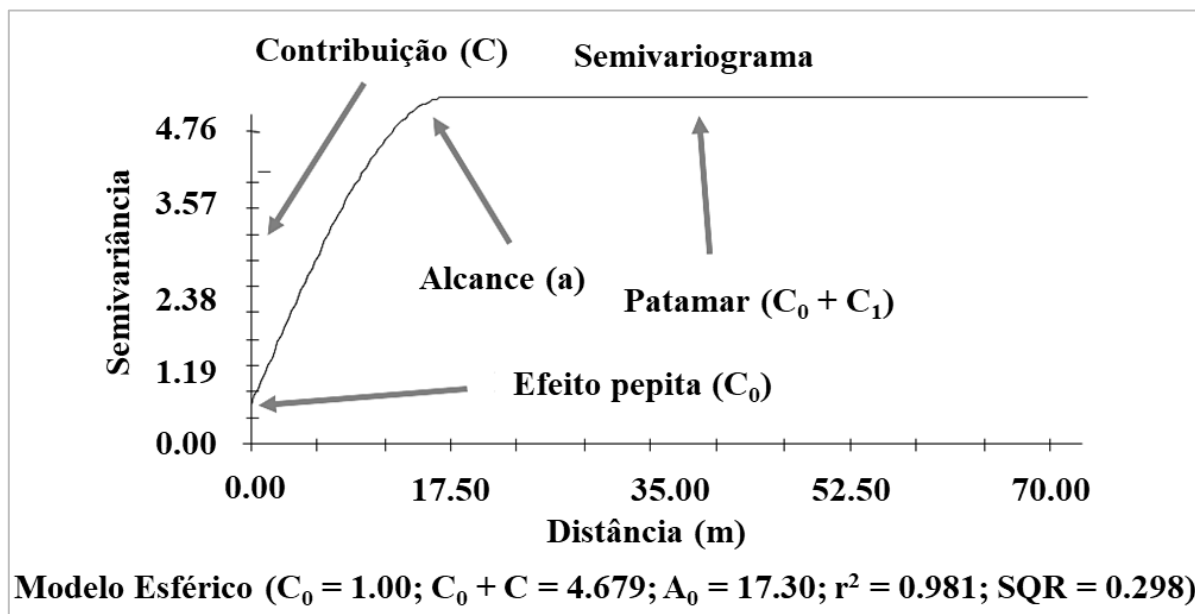


Figura 4. Modelo esquemático de semivariograma esférico proposto por Vieira (2000).

O semivariograma permite representar quantitativamente a variação de um fenômeno realizado no espaço, onde são obtidos os parâmetros ajustados que podem ser definidos segundo como (Camargo, et al. 2004): (i) alcance (a): representando a distância em metros em que as amostras estão correlacionadas espacialmente; (ii) patamar ($C_0 + C$): é o valor do semivariograma correspondente ao seu alcance (a), sendo uma estimativa da variância, desse ponto em diante, considerando que não existe mais dependência espacial entre as amostras, e; (iii) efeito pepita (C_0): representa a descontinuidade do semivariograma para distância menores que a menor distância entre as amostras.

A interpretação da variabilidade espacial das propriedades do solo é conduzida pela análise de semivariograma e determinada pelos modelos de semivariogramas, com os mais utilizados na ciência do solo o modelo esférico, com comportamento linear perto da origem, atinge o patamar a uma distância igual ao alcance; modelo exponencial, caracterizado pelo comportamento linear perto da origem, e; modelo gaussiano, com comportamento parabólico perto da origem aproximando-se ao patamar de forma assintótica (Ribeiro, 2017).

Após as análises de geoestatística os modelos e ajustes dos semivariogramas são usados para a criação de mapas, utilizando a técnica de krigagem, que segundo Landim (2006) pode ser usada para interpolação dos valores de uma variável regionalizada em um determinado local

dentro do campo geométrico, o qual pode ser a base para cartografia automática, quando se dispõe de valores de uma variável regionalizada dispostos por uma determinada área.

A geostatística é muito utilizada para identificar a variabilidade espacial das propriedades do solo, assim como o carbono, de maneira quantitativa (Vieira, 2000) através de métodos estatísticos que mostram que a variação é distribuída aleatoriamente nas unidades de mapeamento, onde amostras próximas umas das outras são mais semelhantes do que as com distâncias maiores (Cambardella et al., 1994).

2.8. Variabilidade Espacial do Carbono Orgânico do Solo

Nas TS o equilíbrio entre a conservação do ecossistema e o fornecimento de bens e serviços para o bem estar humano é fundamental para o desenvolvimento sustentável de longo prazo (Araújo et al., 2021).

Para melhor compreender esse equilíbrio, a variabilidade espacial permite identificar os principais processos que influenciam na evolução das funções e serviços prestados pelo solo, para planejamento regional e escolha das práticas adequadas de manejo (Bogunovic et al., 2017).

Em ecossistemas naturais o COS varia no espaço e no tempo (Liu et al., 2009; Ceddia et al., 2015), e para melhor entendimento das relações entre o COS e fatores ambientais, a geoestatística permite a descrição e modelagem de padrões espaciais por meio de um conjunto de ferramentas estatísticas para incorporar as coordenadas espaciais das observações do solo no processamento de dados, previsão em locais não amostrados e avaliação da incerteza associada a essas previsões, sendo essencial a caracterização da variabilidade espacial dos atributos do solo (Goovaerts, 1998).

A caracterização espacial do COS é representada pelo método de amostragem através da coleta de dados de campo, que levam à geração de conjuntos de dados multivariáveis espaciais e espaço-temporais, caracterizados por diferentes níveis de cobertura e densidade espacial (Bogunovic et al., 2017). Para avaliar a variabilidade espacial do solo Upchurch e Edmonds (1991) sugeriram que seria necessário a localização dos pontos de amostra, tamanho da amostra e número total de amostras a serem coletadas.

A variabilidade CO do solo é influenciada por diferentes combinações de fatores formadores do solo (Lin et al., 2005), assim como pedogênese e a ação antrópica, que a partir do uso e manejo dos solos exibem variação de macro, meso e microescalas (Paz-González et al., 2000; Panosso et al., 2008).

A mudança no conteúdo de MOS do solo a partir da temperatura, precipitação, manejo e uso da terra, vegetação e atividade biológica, proporciona aumento na variabilidade do solo devido as atividades físicas e reações químicas (Behera e Shukla, 2014).

A distribuição espacial do estoque de carbono do solo também é sensível a topografia em resposta aos principais processos de formação do solo, com interação restrita a dinâmica da paisagem (Conforti et al., 2016), tipos de solo e vegetação que influenciam fortemente por meio de suas propriedades (Wu et al., 2017), com necessárias estimativas precisas do armazenamento de carbono em diferentes ecossistemas (Ceddia et al., 2015).

Quantificar a variabilidade do CO do solo é importante para a modelagem ecológica, previsão ambiental, agricultura de precisão e gerenciamento de recursos naturais, afim de fornecer uma estrutura na qual o dimensionamento dos dados possibilite o desenvolvimento de uma compreensão sobre escalas de influência na variabilidade, e assim desenvolver estratégias sustentáveis essenciais para os ecossistemas (Lin et al., 2005).

A presente pesquisa pertence ao “Nexus Caatinga”, o nome local do projeto “Replicabilidade de um sistema sustentável e altamente produtivo na região mais seca do Brasil”, com atuação no Cariri Paraibano, com o objetivo de avaliar como diferentes coberturas das paisagens (naturais, agrícolas e degradadas) na Caatinga influenciam simultaneamente a manutenção de água no solo, a produção de energia de biomassa e a produção de alimentos derivados de práticas agropecuárias.

A abordagem NEXUS visa conectar vários SE, garantindo segurança hídrica, alimentar e energética, para atingir os 17 objetivos do desenvolvimento sustentável (ODS) da ONU na região da Caatinga, onde são registrados os menores índices pluviométricos responsáveis por SE como manutenção e armazenamento de água.

Nessa perspectiva, este trabalho tem como objetivo geral avaliar a retenção da água no solo e a dinâmica do carbono orgânico do solo e suas relações com os serviços ecossistêmicos de suporte, regulação e provisionamento em diferentes tipos de uso do solo no Cariri Paraibano.

E em específico, determinar os atributos físicos relacionados à retenção de água no solo em diferentes fitofisionomias de terras secas; estimar a curva de retenção de água (CRA) no solo em diferentes potenciais; relacionar a dinâmica da água no solo com os serviços ecossistêmicos de suporte, regulação e provisionamento ligados ao ciclo hidrológico; e quantificar a matéria orgânica e o carbono orgânico do solo para identificar a variabilidade espacial em diferentes pontos na paisagem e sua influência nos serviços ecossistêmicos do solo.

REFERÊNCIAS

- ADHIKARI, K.; HARTEMINK, A. E. (2016). Linking soils to ecosystem services — A global review. **Geoderma**, 262, 101–111. doi:10.1016/j.geoderma.2015.08.009.
- AESA. (2021). **Rio Paraíba**. Disponível em: < <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/comite-de-bacias/rio-paraiba/>>. Acesso em: 26 de Junho de 2021.
- ALVARES, C. A. STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., GONCALVES, J. L. DE M., SPAROVEK, G. (2013). Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Vol. 22, n. 6, 711–728.
- ANDRADE, E. M. DE., AQUINO, D. DO N., CHAVES, L. C. G., LOPES, F. B. Water as Capital and Its Uses in the Caatinga. In Silva, J. M. C. da., Leal, I. R., Tabarelli, M. (2017). Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America. **Springer International Publishing**. pp 281- 302.
- ARAÚJO, H, F, P, DE, MACHADO, C. C. C. PAREYN, F, G, C, NASCIMENTO, N, F, F, DO, ARAÚJO, L, D, A, BORGES, L, A, DE A, P,, ... SILVA, J, M, C, DA, (2021), A sustainable agricultural landscape model for tropical drylands, **Land Use Policy**, 100, 104913, doi:10.1016/j.landusepol.2020.104913.
- ARRUDA, F. B., ZULLO, J., OLIVEIRA, J. B. (1987). Parametros de solo para calculo de água disponível com base na textura do solo. **Rev Bras Sci Solo** 11:11–15.
- BAGARELLO, V., IOVINO, M. (2012). Testing the BEST procedure to estimate the soil water retention curve. **Geoderma**, 187-188, 67–76. doi:10.1016/j.geoderma.2012.04.006.
- BALVANERA, P., CASTILLO, A. E MARTÍNEZ-HARMS, M. J. (2011). Serviços de ecossistemas em florestas tropicais sazonalmente secas. **Florestas tropicais sazonalmente secas**, 259–277. doi: 10.5822 / 978-1-61091-021-7_15.
- BASTIN, J., BERRAHMOUNI, N., GRAINGER, A., MANIATIS, D., MOLLICONE, D., MOORE, R., ... MAMANE, B. (2017). **The extent of forest in dryland biomes**. 638 (May), 635–638.
- BATJES, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal of Soil Science**, 47(2), 151–163. Doi:10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x.
- BEHERA, S. K., & SHUKLA, A. K. (2014). Spatial Distribution of Surface Soil Acidity, Electrical Conductivity, Soil Organic Carbon Content and Exchangeable Potassium, Calcium and Magnesium in Some Cropped Acid Soils of India. **Land Degradation & Development**, 26(1), 71–79. doi:10.1002/ldr.2306.
- BERNOUX M. & CHEVALLIER T., 2014. Carbon in dryland soils. Multiple essential functions. **Les dossiers thématiques du CSFD**. N°10. June 2014. CSFD/ Agropolis International, Montpellier, France. 40 pp.

BOGUNOVIC, I., TREVISANI, S., SEPUT, M., JUZBASIC, D., & DURDEVIC, B. (2017). Short-range and regional spatial variability of soil chemical properties in an agro-ecosystem in eastern Croatia. **CATENA**, 154, 50–62. doi:10.1016/j.catena.2017.02.018.

BRADY N. C., R. R. WEIL. (2013). **Elementos da natureza e propriedades do solo**. Tradução técnica: Lepsch, I. F. 3ª ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. p.685.

BRASIL. (1972). Equipe de Pedologia e Fertilidade do Solo – Ministério da Agricultura. **Levantamento Exploratório – Reconhecimento de solos do Estado da Paraíba**. Rio de Janeiro.

BROOKS, R. H., COREY, A.T. (1964). Hydraulic properties of porous media. **Hydrology Paper N°3**. Colorado State University, Fort Collins.

CAMARGO, E. C. G. FUCKS, S. D. CÂMARA, G. (2004). **Análise espacial de superfícies**. In. DRUCK, S. CARVALHO, M. S. CÂMARA, G. MONTEIRO, A. M. V. Análise espacial de dados geográficos. Planlatina. DF. 79-117pp.

CAMBARDELLA, C.A.; MOORMAN, T.B.; NOVAK, J.M.; PARKIN, T.B.; KARLEN, D.L.; TURCO, R.F.; KONOPKA, A. (1994). Field scale variability of soil properties in Central Iowa soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58n.5:1501-1511pp.

CASTANHO, A. D. A. COE, M. ANDRADE, E. M. WALKER, W, BACCINI, A. CAMPOS, D. A. FARINA. M. (2020). **A close look at above ground Biomass of a Large and Heterogeneous Seasonally Dry Tropical Forest** - Caatinga in North East of Brazil An Acad Bras Cienc, 92, pp. 1-18, 10.1590/0001-3765202020190282.

CEDDIA, M. B., VILLELA, A. L. O., PINHEIRO, É. F. M., & WENDROTH, O. (2015). Spatial variability of soil carbon stock in the Urucu river basin, Central Amazon-Brazil. **Science of The Total Environment**, 526, 58–69. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.03.121.

CONFORTI, M., LUCÀ, F., SCARCIGLIA, F., MATTEUCCI, G., & BUTTAFUOCO, G. (2016). Soil carbon stock in relation to soil properties and landscape position in a forest ecosystem of southern Italy (Calabria region). **CATENA**, 144, 23–33. doi:10.1016/j.catena.2016.04.023.

COSTANZA, R. ARGE, R. GROOT, R. FARBER, S. GRASSO, M. HANNON, B. LIMBURG, K. NAEEM, S. ONEILL, R.V. PARUELO, J. RASKIN, R.G. SUTTON, P. VANDENBELT, M. (1997). **The value of the world's ecosystem services and natural capital Nature**, 387, pp. 253-260.

COSTANZA, R. DALY, H.E. **Natural capital and sustainable development Conservation Biology**, 6 (1992), pp. 37-46.

COURTIER-MURIAS, D., SIMPSON, A.J., MARZADORI, C., BALDONI, G., CIAVATTA, C., FERNÁNDEZ, J.M. (2013). Unraveling the long-term stabilization mechanisms of organic materials in soils by physical fractionation and NMR spectroscopy. **Agric. Ecosyst. Environ.** 171, 9–18.

- DA SILVA A. S, BRITO L. T, OLIVEIRA C. A, MOTA, A. W. (1990). Parâmetros de solo em função da umidade na capacidade de campo em áreas irrigáveis do trópico semiárido Brasileiro. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira** 25:103–116, 19.
- DANE, J. H., TOPP, C. G., YATES, S. R., & WARRICK, A. W. (2002). 1.5 Geostatistics. **SSSA Book Series**. doi:10.2136/sssabookser5.4.c5.
- DIXON, R. K., SOLOMON, A. M., BROWN, S., HOUGHTON, R. A., TREXIER, M. C., & WISNIEWSKI, J. (1994). Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. **Science**, 263(5144), 185–190. doi:10.1126/science.263.5144.185.
- DODD, M.B., LAUENROTH, W.K. (1997). The influence of soil texture on the soil water dynamics and vegetation structure of a shortgrass steppe ecosystem, **Plant Ecology**, 133, 13-28.
- D'ODORICO, P., PORPORATO, A (2006). Dryland Ecohydrology. **Springer**, 331.
- DOMINATI, E., PATTERSON, M., MACKAY, A. (2010). A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. **Ecological Economics**, 69 (9), 1858–1868. doi:10.1016/j.ecolecon.2010.05.002.
- DON, A., SCHUMACHER, J., & FREIBAUER, A. (2010). Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks - a meta-analysis. **Global Change Biology**, 17(4), 1658–1670. doi:10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x.
- DREGNE, H. E. (1976). SOILS OF ARID REGIONS. Elsevier, Developments in Soil **Science**, Vol. 6, pp. 1-237.
- EDEM, I.D., UDOINYANG, U.C., (2019). Contribution of climate change to soil carbon and nitrogen storages in three parent materials in Akwa Ibom State, Nigeria. **Adv. Agr. Technol. Plant Sci.** 2, 180024. [https://doi.org/ 10.24966/AES-8780/100008](https://doi.org/10.24966/AES-8780/100008).
- ESWARAN, H., VAN DEN BERG, E., & REICH, P. (1993). Organic Carbon in Soils of the World. **Soil Science Society of America Journal**, 57(1), 192. Doi:10.2136/sssaj1993.0361599500570001003.
- FAMIGLIETTI, J.S., RUDNICKI, J.W., RODELL, M., (1998). **Variability in surface moisture content along a hillslope transect: Rattlesnake Hill**, Texas. *J. Hydrol.* 210, 259–281.
- FAO. (2004). Carbon Sequestration in Dryland Soils. World Soil Resources Reports 102. **FAO**, Rome, Italy.
- HUANG, T. YU, D. (2021). Water-soil conservation services dynamic and its implication for landscape management in a fragile semiarid landscape. **Ecological Indicators**. doi: 10.1016/j.ecolind.2021.108150.
- FAO. (2008). Water and Cereals in Drylands. Koohafkan, P. Stewart, B. A. Copyright. **FAO** 2008.

FRANCISCO, P. R. M., MEDEIROS, R. M DE., SANTOS, D. (2018). **Balanço Hídrico Climatológico para a Capacidade de Campo de 100 mm – Estado da Paraíba**. Campina Grande: EDFCG.

FU, X., SHAO, M., WEI, X., & HORTON, R. (2010). Soil organic carbon and total nitrogen as affected by vegetation types in Northern Loess Plateau of China. **Geoderma**, 155(1-2), 31–35. doi:10.1016/j.geoderma.2009.11.020.

SILVA, S. Y. A. M. (2021). **Regime hídrico e térmico de neossolos do Semiárido paraibano**. Areia-PB: UFPB, 56p. (Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo).

GARIGLIO, M.A., SAMPAIO, E.V.S.B., CESTARO, L.A., KAGEYAMA, P.Y. (2010). **Uso Sustentável e Conservação Dos Recursos Florestais Da CAATINGA**. Serviço Florestal Brasileiro – SFB.

GASPAR, L. QUIJANO, L. LIZAGA, I. NAVAS, A. (2019). Effects of land use on soil organic and inorganic C and N at 137Cs traced erosional and depositional sites in mountain agroecosystems Catena, 181, Article 104058, 10.1016/j.catena.2019.05.004.

GIONGO, V. SALVIANO, A. M. ANGELOTTI, F. TAURA, T. LEITE, L. F. C. CUNHA, T. J. F. (2018). Low Carbon Technologies for Agriculture in Dryland: Brazilian Experience. In: Rao, C. S. Shanker, A. K. Shanker, C. (2018). **Climate Resilient Agriculture - Strategies and Perspectives**. 105-127. doi: 10.5772/intechopen.72363.

GOOVAERTS, P. (1998). Geostatistical tools for characterizing the spatial variability of microbiological and physico-chemical soil properties. **Biology and Fertility of Soils**, 27(4), 315–334. doi:10.1007/s003740050439.

GUO, L. B., & GIFFORD, R. M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. **Global Change Biology**, 8(4), 345–360. Doi:10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x. HILLEL, D. (2004). Introduction to Environmental Soil Physics. 1^o edition. **Elsevier Science (USA)**. 511p.

HILLEL, D. (1998). Content and potential of soil water. In: HILLEL, D. **Environmental soil physics**. San Diego, Academic Press. p.129-172.

HOBLEY, E.U. BALDOCK, J. WILSON, B. (2016). Environmental and human influences on organic carbon fractions down the soil profile Agric. **Ecosyst. Environ.**, 223, pp. 152-166.

HUANG, G., & ZHANG, R. (2005). Evaluation of soil water retention curve with the pore–solid fractal model. **Geoderma**, 127(1-2), 52–61. doi:10.1016/j.geoderma.2004.11.016.

HUIJBREGTS, C.J. (1975). Regionalized variables and quantitative analysis of spatial data. In.: DAVIS, J.C.; MC CULLAGH, M.J. (eds). **Display and analysis of spatial data**. New York: John Wiley. 38-53pp.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

IFAD. (2016). International Fund for Agricultural Development. **The Drylands Advantage Protecting the environment, empowering people**. p. 44.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. (2012). **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos**. Rio de Janeiro: IBGE- Diretoria de Geociências, 271p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. (2017). **Divisão Regional do Brasil**. Disponível em: < https://www.ibge.gov.br/apps/regioes_geograficas/>. Acesso em: em 7 de janeiro de 2019.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (EDS STOCKER. (2013). **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change** (eds Stocker, T. F. et al.) 1535 (Cambridge University Press, 2013).

JAT, M. L., BIJAY-SINGH, STIRLING, C. M., JAT, H. S., TETARWAL, J. P., JAT, R. K., ... SHIRSATH, P. B. (2018). Soil Processes and Wheat Cropping Under Emerging Climate Change Scenarios in South Asia. **Advances in Agronomy**, 111–171. doi:10.1016/bs.agron.2017.11.006.

JOHNSON, I., ALEXANDER, S., DUDLEY, N. (2017). United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD). Global Land Outlook (GLO). **Bonn, Germany**, pp. 246-269. (available at https://knowledge.unccd.int/sites/default/files/2018-06/GLO%20English_Full_Report_rev1.pdf).

JÓNSSON, J. Ö. G., & DAVÍÐSDÓTTIR, B. (2016). Classification and valuation of soil ecosystem services. **Agricultural Systems**, 145, 24–38. doi:10.1016/j.agry.2016.02.010.

JÓNSSON, J. Ö. G., DAVÍÐSDÓTTIR, B., NIKOLAIDIS, N. P. (2017). Valuation of Soil Ecosystem Services. In: Banwart, S.A.; Sparks, D.L. (Eds.). **Quantifying and Managing Soil Functions in Earth's Critical Zone Combining Experimentation and Mathematical Modelling. Advances in Agronomy**, vol. 142. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier, pp. 353-384.

KERRY, R., & OLIVER, M. A. (2007). Comparing sampling needs for variograms of soil properties computed by the method of moments and residual maximum likelihood. **Geoderma**, 140(4), 383–396. doi:10.1016/j.geoderma.2007.04.019.

WESTERN, A. W., KITHSIRI B. D., KUSHAN, C. P., ROBERT, A. M., OSCAR, A., GRIFFITH Y., DONGRYEOL, R. (2018). An evaluation of a methodology for seasonal soil water forecasting for Australian dry land cropping systems. **Agricultural and Forest Meteorology**, 253-254(), 161–175. doi:10.1016/j.agrformet.2018.02.012.

KHLOSI, M., CORNELIS, W. M., DOUAİK, A., HAZZOURI, A., HABIB, H., & GABRIELS, D. (2013). Exploration of the Interaction between Hydraulic and Physicochemical Properties of Syrian Soils. **Vadose Zone Journal**, 12(4), 0. doi:10.2136/vzj2012.0209.

- KRIBAA, M., HALLAIRE, V., CURMI, P., LAHMAR, R. (2001). Effect of various cultivation methods on the structure and hydraulic properties of a soil in a semi-arid climate. **Soil Tillage Res.** 60, 43–53. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00171-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00171-4).
- KRIGE, D. G. (1951). A statistical approach to some basic mine evaluation problems on the witwatersrand. **Journal of South African Institution of Mining and Metallurgy**, Johannesburg, 52: 119-139.
- KUMAR, A., & SHARMA, M. P. (2015). Estimation of soil organic carbon in the forest catchment of two hydroelectric reservoirs in Uttarakhand, India. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, 22(4), 991–1001. doi:10.1080/10807039.2015.1122509.
- KUMAR, A., & SHARMA, M. P. (2015). Estimation of soil organic carbon in the forest catchment of two hydroelectric reservoirs in Uttarakhand, India. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, 22(4), 991–1001. doi:10.1080/10807039.2015.1122509.
- LAL, R. (2004). Carbon sequestration in dryland ecosystems. **Environ. Manage.** 33, 528–544.
- LAL, R. (2008). Carbon sequestration. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 363(1492), 815–830. doi:10.1098/rstb.2007.2185.
- LAL, R. (2016). Beyond COP 21: potential and challenges of the “4 per Thousand” initiative **J. Soil Water Conserv.**, 71, pp. 20A-25.
- LANDIM, P. M. B. (2006). Sobre Geoestatística e mapas. **Terrae Didactica**, v. 2:19-33pp.
- LEHMANN, J., KLEBER, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. **Nature** 528, 60–68.
- LEPSCH, I. F. (2011). **19 lições de Pedologia. São Paulo: Oficina de textos.** p. 456. ISBN: 978-85-7975-029-8.
- LI, Y. DUAN, X. LI, Y. LI, Y. ZHANG, L. (2021). Interactive effects of land use and soil erosion on soil organic carbon in the dry-hot valley region of southern China, **CATENA**, 201, 105187, doi: doi.org/10.1016/j.catena.2021.105187.
- LI, Y.X. DUAN, X.W. LI, Y. LI, Y.W. PAN, X. (2019). A method for data downscaling in estimations of food-provisioning service in a mountainous region **Soil Till. Res.**, 195, **Article** 104379, 10.1016/j.still.2019.104379.
- LI, Z., LIU, C., DONG, Y., CHANG, X., NIE, X., LIU, L., ... ZENG, G. (2017). Response of soil organic carbon and nitrogen stocks to soil erosion and land use types in the Loess hilly–gully region of China. **Soil and Tillage Research**, 166, 1–9. doi:10.1016/j.still.2016.10.004.
- LIBARDI, P. L. (2005). **Dinâmica da água no solo.** São Paulo: EDUSP. 335p.

LIN, H., WHEELER, D., BELL, J., & WILDING, L. (2005). Assessment of soil spatial variability at multiple scales. **Ecological Modelling**, 182(3-4), 271–290. doi:10.1016/j.ecolmodel.2004.04.006.

LIU, S. L. FU, B. J. LYE, Y. H. CHEN L. D. (2002). **Effects of reforestation and deforestation on soil properties in humid mountainous áreas Soil Use Manage.** 18 (2002), pp. 376.

LIU, S., DONG, Y., CHENG, F., YIN, Y., & ZHANG, Y. (2016). Variation of soil organic carbon and land use in a dry valley in Sichuan province, Southwestern China. **Ecological Engineering**, 95, 501–504. doi:10.1016/j.ecoleng.2016.06.101.

LIU, X., ZHANG, W., ZHANG, M., FICKLIN, D. L., & WANG, F. (2009). Spatio-temporal variations of soil nutrients influenced by an altered land tenure system in China. **Geoderma**, 152(1-2), 23–34. doi:10.1016/j.geoderma.2009.05.022.

LUCKE, BERNHARD & NIKOLSKII, IOURII & BÄUMLER, RUPERT. (2013). **Soils in Arid and Semiarid Regions: The Past as Key for the Future.** 10.1007/978-94-007-5332-7_13.

MAASS, M. BURGOS, A. (2011). Water Dynamics at the Ecosystem Level in Seasonally Dry Tropical Forests. In: DIRZO, R., YOUNG, H. S., MOONEY, H. A., CEBALLOS, G. **Seasonally Dry Tropical Forests ecology and conservation.** p. 156- 171.

MALHI, Y., BALDOCCHI, D. D., & JARVIS, P. G. (1999). The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. **Plant, Cell and Environment**, 22(6), 715–740. doi:10.1046/j.1365-3040.1999.00453.x.

MARINHO, F. P., MAZZOCHINI, G. G., MANHÃES, A. P., WEISSER, W. W., & GANADE, G. (2016). Effects of past and present land use on vegetation cover and regeneration in a tropical dryland forest. **Journal of Arid Environments**, 132, 26–33. doi:10.1016/j.jaridenv.2016.04.006.

MATHERON, G. (1971). The theory of regionalized variables and its applications. **Fontainebleau, École Nationale Supérieure des Mines de Paris.** 211p. (Les Cahiers de Centre de Morphologie Mathématique de Fontainebleau, 5).

MCBRATNEY, A. B., MINASNY, B., CATTLE, S. R., & VERVOORT, R. W. (2002). From pedotransfer functions to soil inference systems. **Geoderma**, 109(1-2), 41–73. doi:10.1016/s0016-7061(02)00139-8.

MEA- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. (2005). **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis.** Island Press, Washington, DC.

MEANUT, J-C, AND I.R. NOBLE. (1988). A functional classification of savanna plants. In B.H. Walker and J-C Meanut (Eds.) **Responses of Savannas to Stress and Disturbance: Research Procedure and Experimental Design for Savanna Ecology and Management**, pp. 8-11, **International Union of Biological Sciences.** Report 2., Paris.

- MEI, X., MA, L., ZHU, Q., LI, B., ZHANG, D., LIU, H., ... SHEN, M. (2019). The variability in soil water storage on the loess hillslopes in China and its estimation. **CATENA**, 172, 807–818. doi:10.1016/j.catena.2018.09.045.
- MENEZES, R. S. C. SALES, A. T. PRIMO, D. C. ALBUQUERQUE, E. R. G. M. DE. JESUS, K. N. PAREYN, F. G. C. SANTANA, M. DA S. SANTOS, U. J. MARTINS, J. C. R. ALTHOFF, T. D. NASCIMENTO, D. M DO. GOUVEIA, R. F. FERNANDES, M. M. LOUREIRO, D. C. et al. (2021). Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest, **Geoderma**, Volume 390, 114943, doi: doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114943.
- MENEZES, R. S. C., SAMPAIO, E. V. S. B., GIONGO, V., PEREZ-MARIN, A. M. (2012). Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 72, n.3, suppl., p. 643-653.
- MINASNY, B., MALONE, B. P., MCBRATNEY, A. B., ANGERS, D. A., ARROUAYS, D., CHAMBERS, A., ... WINOWIECKI, L. (2017). Soil carbon 4 per mille. **Geoderma**, 292, 59–86. doi:10.1016/j.geoderma.2017.01.002.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. (2010). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro**, 368p.
- MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (2011). **Relatório técnico de monitoramento do desmatamento no bioma Caatinga, 2008 a 2009 MMA / IBAMA / CID, Brasília.**
- MOHAMMADSHIRAZI, F., BROWN, V. K., HEITMAN, J. L., MCLAUGHLIN, R. A. (2016). Effects of tillage and compost amendment on infiltration in compacted soils. **J. Soil Water Conserv.** 71, 443–449. <https://doi.org/10.2489/jswc.71.6.443>.
- NATH, A.J. BRAHMA, B. SILESHI, G.W. DAS, A.K. (2018). Impact of land use changes on the storage of soil organic carbon in active and recalcitrant pools in a humid tropical region of India Sci. **Total Environ.**, 624, pp. 908-917, 10.1016/j.scitotenv.2017.12.199.
- NICHOLSON, E. S. (2011). **Dryland Climatology**. Press, Nova York p. 530. ISBN 978-0-521-51649-5.
- PANOSSO, A. R. PEREIRA, G. T. JÚNIOR, J. M. JÚNIOR, N. L. S. (2008). Variabilidade espacial da emissão de co2 em Latossolos sob cultivo de cana-de-açúcar em diferentes sistemas de manejo. Engenharia de Água e Solo. **Eng. Agríc.** 28 (2). doi:10.1590/S0100-69162008000200003.
- PARAÍBA (1978). **Governo do Estado. Secretaria de Agricultura e Abastecimento.** Zoneamento Agropecuário do Estado da Paraíba. Areia.
- PAZ-GONZÁLEZ, A., VIEIRA, S. ., & TABOADA CASTRO, M. (2000). The effect of cultivation on the spatial variability of selected properties of an umbric horizon. **Geoderma**, 97(3-4), 273–292. doi:10.1016/s0016-7061(00)00066-5.

- PENNINGTON, R. T.; LAVIN, M., & OLIVEIRA-FILHO, A. (2009). Woody Plant Diversity, Evolution, and Ecology in the Tropics: Perspectives from Seasonally Dry Tropical Forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.40:437-457pp.
- PEREIRA, P., BOGUNOVIC, I., MUÑOZ-ROJAS, M., & BREVIK, E. C. (2018). Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, 5, 7–13. doi:10.1016/j.coesh.2017.12.003.
- PEREZ-MARIN, A. M., CAVALCANTE, A. M. B., MEDEIROS, S. S., TINÔCO, L. B. M., SALCEDO, I. H. (2012). Núcleos de desertificação no semiárido brasileiro: ocorrência natural ou antrópica? **Parc. Estrat.** v.17, n.34, p. 87-106.
- PLAZA, C. GABRIEL, G. MÉNDEZ, A. M. ZACCONE, C. MAESTRE, F. T. (2018). **Soil Organic Matter in Dryland Ecosystems**. In. GARCIA, C. NANNIPIERI, P. HERNANDEZ, T. (2018). The Future of Soil Carbon. 39-70. Doi: 10.1016/B978-0-12-811687-6.00002-X.
- PORPORATO, A., & RODRIGUEZ-ITURBE, I. (2013). From random variability to ordered structures: a search for general synthesis in ecohydrology. **Ecohydrology**, 6 (3), 333–342. doi:10.1002/eco.1400.
- POST, W. M., EMANUEL, W. R., ZINKE, P. J., & STANGENBERGER, A. G. (1982). Soil carbon pools and world life zones. **Nature**, 298 (5870), 156–159. Doi:10.1038/298156a0.
- RAWLS, W. J., PACHEPSKY, Y. A., RITCHIE, J. C., SOBECKI, T. M., & BLOODWORTH, H. (2003). Effect of soil organic carbon on soil water retention. **Geoderma**, 116 (1-2), 61–76. doi:10.1016/s0016-7061(03)00094-6.
- RIBEIRO, TDE S. (2017). **Variabilidade espacial de atributos químicos em Argissolo Vermelho Amarelo sob cultivo de abacaxizeiro ‘pérola’**. 102 f. Tese (Doutorado em Ciência do solo). Universidade Federal da Paraíba, Areia- PB.
- RODRÍGUEZ MARTÍN, J. A., ÁLVARO-FUENTES, J., GONZALO, J., GIL, C., RAMOS-MIRAS, J. J., GRAU CORBÍ, J. M., & BOLUDA, R. (2016). Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. **Geoderma**, 264, 117–125. doi:10.1016/j.geoderma.2015.10.010.
- SAFRIEL, U., ADEEL, Z., NIEMEIJER, D., PUIGDEFABREGAS, J., WHITE, R., LAL, R., ET AL., (2005). **Dryland systems**. In: HASSAN, R., SCHOLLES, R., ASH, N. (Eds.), The Millennium Ecosystem Assessment Series, Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, vol. 1, Island Press, Washington, DC, pp. 623–662.
- SALA, O.E., W.K. LAUENROTH AND R.A. GOLLUSCIO (1997). Plant functional types in temperate semi-arid regions. In T.M. SMITH, H.H. SHUGART, AND F.I. WOODWARD (Eds.), Plant Functional Types, International Geosphere-Biosphere Programme Book Series 1, **Cambridge University Press**, pp 217-233.
- SANZ, M. J., VENTE, J. DE., CHOTTE, J.-L., BERNOUX, M., KUST, G., RUIZ, I., ALMAGRO, M., ALLOZA, J.-A., VALLEJO, R., CASTILLO, V., HEBEL, A., AND AKHTAR-SCHUSTER, M. (2017). Sustainable Land Management contribution to successful land-based climate change adaptation and mitigation. A Report of the Science-Policy

Interface. **United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD)**, Bonn, Germany.

SCHLESINGER, W. H. (1990). Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. **Nature**, 348(6298), 232–234. Doi:10.1038/348232a0.

SCHMIDT, M.W.I., TORN, M.S., ABIVEN, S., DITTMAR, T., GUGGENBERGER, G., JANSSENS, I.A. (2011). Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature** 478, 49–56.

SCHULZE, E.D., FREIBAUER, A. (2005). Carbon unlocked from soils. **Nature** 437, 205–206.

SILVA-OLAYA, A.M. CERRI, C.E.P. WILLIAMS, S. CERRI, C.C. DAVIES, C.A. PAUSTIAN, K. (2017). Modelling SOC response to land use change and management practices in sugarcane cultivation in South-Central Brazil Plant. **Soil.**, 410, pp. 483-498, 10.1007/s11104-016-3030-y.

SIX, J., CONANT, R.T., PAUL, E.A., PAUSTIAN, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. **Plant Soil** 241, 155–176.

SMITH, P. (2007). Land use change and soil organic carbon dynamics. Nutrient **Cycling in Agroecosystems**, 81(2), 169–178. doi:10.1007/s10705-007-9138-y.

SOLLINS, P., HOMANN, P., CALDWELL, B.A. (1996). Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. **Geoderma** 74, 65–105.

SORENSEN L. (2009). **A Spatial Analysis Approach to the Global Delineation of Dryland Areas of Relevance to the CBD Programme of Work on Dry and Sub-Humid Lands** (UNEP World Conservation Monitoring Centre).

SOUZA, B. I. DE; SUERTEGARAY, D. M. A; LIMA, E. R. V. DE. (2009). Desertificação e seus efeitos na vegetação e solos do Cariri Paraibano. Mercator - **Revista de Geografia da UFC**. doi: 10.4215/RM2009.0816.0017.

STAN, K. & SANCHEZ-AZOFEIFA, A. (2019). Diversidade de florestas tropicais secas, resposta climática e resiliência em um clima em mudança. **Florestas**, 10 (5), 443. doi: 10.3390 / f10050443.

SUN, F.X., LÜ, Y.H., WANG, J.L., HU, J., FU, B.J., (2015). Soil moisture dynamics of typical ecosystems in response to precipitation: a monitoring-based analysis of hydrological service in the Qilian Mountains. **Catena** 129, 63–75.

TIEN, J. C. (2019). INTRODUCTION TO ADSORPTION: Basics, Analysis, and Applications. **India**. ISBN: 978-0-12-816446-4.

TOMASELLA, J., HODNETT, M, G., & ROSSATO, L, (2000), Pedotransfer Functions for the Estimation of Soil Water Retention in Brazilian Soils, **Soil Science Society of America Journal**, 64(1), 327, doi:10.2136/sssaj2000.641327x.

- UPCHURCH, D.R., EDMONDS, W.J. (1991). Statistical procedures for specific objectives. In: Mausbach, M.J., Wilding, L.P. (Eds.), *Spatial Variabilities of Soils and Landforms*. SSSA Special Publication #28. **Soil Science Society of America**, Inc., Madison, WI, pp. 49–71.
- VAN GENUCHTEN, M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*. **Madison**, v. 44, p. 892-898.
- VERHEYE, WILLY. (2009). **Soils of arid and semi-arid areas. Land Use Land Cover and Soil Sciences**. 7.
- VIEIRA, S.R. (2000). Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo. In: Novais, P.F.; Alvarez, V.H.; Schaefer, C.E.G.R. *Tópicos em ciência do solo*, Viçosa: **SBCS**, v.1:1-54pp.
- VON LÜTZOW, M., KÖGEL-KNABNER, I., EKSCHMITT, K., MATZNER, E., GUGGENBERGER, G., MARSCHNER, B. (2006). Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions: a review. **Eur. J. Soil Sci.** 57, 426–445.
- VOSE, J. M., MINIAT, C. F., LUCE, C. H., ASBJORNSSEN, H., CALDWELL, P. V., CAMPBELL, J. L., ... SUN, G. (2016). Ecohydrological implications of drought for forests in the United States. **Forest Ecology and Management**, 380, 335–345. doi:10.1016/j.foreco.2016.03.025.
- WANG, R., KUMAR, M., MARKS, D. (2013). Tendência anômala na evaporação do solo em uma bacia semi-árida e dominada pela neve. **Avanços nos Recursos Hídricos**, 57, 32–40. doi: 10.1016 / j.advwatres.2013.03.004.
- WEIL, R.R., BRADY, N.C. (2017). **The Nature and Properties of Soils**, 15th ed.: Pearson Education.
- WU, L., LI, L., YAO, Y., QIN, F., GUO, Y., GAO, Y., & ZHANG, M. (2017). Spatial distribution of soil organic carbon and its influencing factors at different soil depths in a semiarid region of China. **Environmental Earth Sciences**, 76(19). doi:10.1007/s12665-017-6982-1.
- YAMAMOTO, J. K. (2013). **Geoestatística: conceitos + aplicações** / Jorge Kazuo Yamamoto, Paulo M. Barbosa Landim. --São Paulo : Oficina de Textos. ISBN 978-85-7975-077-9.
- YAMAMOTO, J.K., & LANDIM, P.M.B. (2015). **Geoestatística: conceitos e aplicações**. Oficina de Textos. 215p.
- YANG, F., ZHANG, G.L., YANG, J.L., LI, D.C., ZHAO, Y.G., LIU, F., YANG, R. M., YANG, F. (2014). Organic matter controls of soil water retention in an alpine grassland and its significance for hydrological processes. **Journal of Hydrology**, 519, 3086–3093. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.10.054.

ZHU, Q., NIE, X.F., ZHOU, X.B., LIAO, K.H., LI, H.P. (2014). Soil moisture response to rainfall at different topographic positions along a mixed land-use hillslope. **Catena** 119, 61–70.

ZIRSCHKY, J. (1985). Geostatistics for environmental monitoring and survey design. **Environment International**, 11(6), 515–524. doi:10.1016/0160-4120(85)90187-4.

CAPÍTULO I
SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DE ESTOQUES DE CARBONO EM SOLOS EM
DIFERENTES ESTADO DE CONSERVAÇÃO NA CAATINGA

CAPÍTULO I

Batista, R. F. **Serviços ecossistêmicos de estoques de carbono e retenção da água em solos em diferentes estados de conservação na caatinga**. Areia-PB: UFPB, 2023. (Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo). Orientador: Raphael Moreira Beirigo. Coorientadora: Thalita Campos Oliveira

RESUMO

As mudanças climáticas e o uso inadequado do solo provocam alterações e aumento da variabilidade espacial do conteúdo e estoque de carbono orgânico do solo, diminuindo as funcionalidades naturais e serviços ecossistêmicos que estão ligados a este atributo, comprometendo os bens e serviços que os solos oferecem ao bem estar humano e ao meio ambiente. Contudo, estudos sobre a variabilidade espacial em diferentes tipos e usos do solo, são essenciais para identificação das práticas e manejos adequados para recuperação e multiplicação de um ambiente de produção. O objetivo desse estudo foi identificar a variabilidade espacial do carbono orgânico do solo e sua influência nos serviços ecossistêmicos de suporte, regulação e provisionamento em solos com diferentes tipos de uso no Cariri Paraibano. Foram escolhidas três áreas com diferentes usos e cobertura do solo, sendo elas a Fazenda São Paulo dos Dantas (FASP), com uma complexidade vegetativa intermediária por ser um mosaico composto por florestas e matas (60%) e áreas agrícolas (40%), a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), com alta complexidade, pois possui 90% de sua área coberta por florestas e matas e a área localizada em São João do Cariri (SJC), com baixa complexidade, pois a maior parte (75%) está coberta por solos degradados. A avaliação da variabilidade espacial foi realizada em uma malha amostral com 25 pontos em cada área, seguindo a mesma distância, em um total de 75 pontos, totalizando 225 amostras indeformadas. Em cada ponto foram abertas trincheiras e coletado amostras deformadas e indeformadas nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm para as análises de matéria orgânica (MO), carbono orgânico do solo (COS) e estoque de carbono do solo (ECS). Para análise estatística foram utilizados o teste de média de Tukey a 5% de probabilidade, geoestatística e mapas de krigagem. De acordo com os resultados, o conteúdo de COS na FASP foi maior que as demais áreas em todas as profundidades. A área da RPPN contém o maior conteúdo de COS na profundidade de 0-10 cm (14,30 g kg⁻¹) em comparação a SJC (10,85 g kg⁻¹), porém não diferindo estatisticamente ($p < 0,05$). O estoque de carbono até 10 cm na FASP foi maior que SJC e a RPPN. Nas profundidades de 10-20 e 20-30 cm a FASP não diferiu estatisticamente ($p < 0,05$) de SJC. Em 10-20 e 20-30 cm o ECS na FASP foi maior que na RPPN. As áreas de FASP e SJC tiveram normalidade na distribuição dos dados, enquanto na RPPN não houve normalidade, devido ao efeito pepita puro

Palavras-chave: florestas secas; geoestatística; terras secas; uso do solo.

ABSTRACT

Climate changes and inadequate land use cause modifications and increase the spatial variability of soil organic carbon content and stock, reducing the natural features and ecosystem services that are linked to this attribute, compromising the goods and services that soils offer to the human well-being and the environment. However, studies on the spatial variability in different types and uses of the soil are essential for the identification of practices and appropriate management for the recovery and multiplication of a production environment. The objective of this study was to identify the spatial variability of soil organic carbon and its influence on ecosystem services of support, regulation and provisioning in soils with different types of use in Cariri Paraibano. Three areas with different uses and land cover were chosen, namely Fazenda São Paulo dos Dantas (FASP), with an intermediate vegetative complexity as it is a mosaic composed of forests and woods (60%) and agricultural areas (40%). the Private Natural Heritage Reserve (RPPN), with high complexity, as it has 90% of its area covered by forests and woods and the area located in São João do Cariri (SJC), with low complexity, since most of it (75%) is covered by degraded soils. The evaluation of spatial variability was performed in a sampling grid with 25 points in each area, following the same distance, in a total of 75 points, totaling 225 undisturbed samples. At each point, trenches were opened and deformed and undisturbed samples were collected at depths of 0-10, 10-20 and 20-30 cm for the analysis of organic matter (OM), soil organic carbon (COS) and soil carbon stock. (ECS). For statistical analysis, the Tukey average test at 5% probability, geostatistics and kriging maps were used. According to the results, the COS content in the FASP was higher than the other areas at all depths. The RPPN area contains the highest COS content at a depth of 0-10 cm (14.30 g kg⁻¹) compared to SJC (10.85 g kg⁻¹), but not statistically different ($p < 0.05$). The carbon stock up to 10 cm in FASP was higher than SJC and RPPN. At depths of 10-20 and 20-30 cm FASP did not differ statistically ($p < 0.05$) from SJC. At 10-20 and 20-30 cm, the ECS in the FASP was higher than in the RPPN. The FASP and SJC areas had normal data distribution, while in the RPPN there was normality, due to the pure nugget effect.

Keywords: dry forests; geostatistics; dry lands; use of the soil.

1. INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas e o uso inadequado da terra são considerados os principais impulsionadores da perda de biodiversidade, solo e água em escala global (Robertson e Doran, 2013), colocando em risco a segurança alimentar das próximas gerações. A manutenção do carbono orgânico do solo (COS) nesses sistemas por contribuir para a manutenção dos serviços ecossistêmicos (SE) essenciais ao bem-estar humano, assim como a capacidade de retenção de água, a melhora da estabilidade do solo, os ciclos de nutrientes, a fertilidade do solo, a produção primária, o sequestro de Carbono e a biodiversidade (Masciandaro et al., 2018).

Em ecossistemas terrestres o solo é o maior reservatório de carbono orgânico (CO), globalmente armazenado na camada superior de 1 m do solo, estimado em cerca de 1400-1500 Pg de carbono (1 Pg = 1015 g), o que equivale a 60% do estoque total de carbono na terra (Post et al., 1982, Schlesinger, 1990, Eswaran et al., 1993, Batjes, 1996) e cerca de 2800 Pg quando camadas mais profundas de solo são consideradas (IPCC, 2013).

A mudança no uso da terra dos ecossistemas naturais, como a conversão de florestas tropicais em pastagens e campos agrícolas, geralmente esgotam os estoques COS, acarretando baixa produtividade agrícola, afetando funções ecológicas importantes para os solos, por meio da alteração das características físicas, químicas e biológicas do solo (Guo e Gifford, 2002; Bernoux e Chevallier, 2014).

Nas áreas de uso da caatinga densa os estoques médios de carbono são de 89,9 Mg ha⁻¹, com aumento de até 29% em relação a áreas de lavouras, pastagens e caatinga aberta, onde os conteúdos médios de CO, em até um metro de profundidade variam entre as diferentes classes de solos da Caatinga, representados pelos Neossolos Quartzarênicos (96,05 Mg ha⁻¹), Argissolos (94,60 Mg ha⁻¹), Neossolos Regolíticos (80,69 Mg ha⁻¹), Latossolos (66,76 Mg ha⁻¹), Luvisolos (63,65 Mg ha⁻¹), Planossolos (61,81 Mg ha⁻¹) e Neossolos Litólicos (57,11 Mg ha⁻¹) (Menezes et al., 2021).

No entanto, os produtos provindos da agricultura (alimentos e fibras), são necessários para sustentar as sociedades, e isso implica nas relações de trade-off, que identifica a quantidade de serviços ecossistêmicos obtidos pelo COS perdido para ganhar certo nível de produção agrícola (Villarino, et al., 2019).

O COS regula a maioria dos serviços ecossistêmicos (SE), incluindo serviços de provisionamento, tais como produção de alimentos e fibras, disponibilidade de nutrientes e; serviços regulatórios, tais como redução a erosão do solo e escoamento da água, atenuação de poluentes tóxicos e regulação das mudanças climáticas; serviços de suporte, como manutenção

da fertilidade e biodiversidade do solo, e. serviços culturais, como manutenção das culturas do passado, e preservação de vestígios arqueológicos (Banwart et al., 2014a, b; Trivedi et al., 2018).

Os níveis de COS exibem variabilidades de acordo com a interação com os atributos da paisagem, incluindo declive, elevação, uso do solo, material de origem e clima, em escala regional e continental, afetando a atividade orgânica, o escoamento e condição da drenagem natural (Wang et al., 2001; Rezaei e Gilkes, 2005; Buol et al., 1989). Para quantificar e identificar essa distribuição espacial do COS, pode-se utilizar a geoestatística (Cambardella et al., 1994; Vieira, 2000), utilizando a técnica de interpolação de dados de krigagem que permite representar valores obtidos no espaço através de modelos matemáticos e elaboração de gráficos chamados de semivariogramas (Huijbregts, 1975; Yamamoto e Landim, 2015).

Essa técnica é muito utilizada para identificar a variabilidade espacial das propriedades do solo, assim como o carbono, de maneira quantitativa (Vieira, 2000) através de métodos estatísticos que mostram que a variação é distribuída aleatoriamente nas unidades de mapeamento, onde amostras próximas umas das outras são mais semelhantes do que as com distâncias maiores (Cambardella et al., 1994).

O objetivo desse estudo foi identificar a variabilidade espacial do carbono orgânico do solo em diferentes posições da paisagem e sua influência nos serviços ecossistêmicos de suporte, regulação e provisionamento do solo no Cariri Paraibano.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização das Áreas de Estudo

No Cariri Paraibano, uma das regiões mais secas do Brasil, localizado na mesorregião da Borborema no Estado da Paraíba, o clima é do tipo BSh-semiárido quente segundo a classificação de Köppen, com precipitação anual média de 410 a 656 mm, com mais de 60% desta concentra-se nos meses de fevereiro, março e abril, com temperaturas que variam entre média mínima de 20,5 °C e máxima de 24,9 °C (Alvares et al., 2013).

A vegetação é do tipo Savana-Estépica, com ocorrência da vegetação arbustiva-lenhosa aberta, espinhosas e decíduais. As três principais fitofisionomias são Savana-Estépica Florestada, com vegetação florestal associada às matas ciliares nas drenagens principais, caracterizada por árvores com altura média de 5,0 metros (máximo de 13,5 metros); Savana-Estépica Arborizada vegetação arbórea, com a fitofisionomia natural mais comum na região, caracterizada por árvores com altura 3,6 metros (máximo 5,0 metros); Savana-Estépica Arborizada vegetação arbustiva, com maior presença de cactáceas e ocorrência de afloramentos rochosos (IBGE, 2012; Araújo et al., 2021).

Os solos predominantes destas regiões são caracterizados como eutróficos, rasos a pouco profundos, textura arenosa nos horizontes superficiais, baixos teores de carbono que variam de altos e baixos, baixa capacidade de retenção de água e associados à alta evapotranspiração potencial (BRASIL, 1972; PARAÍBA, 1978; MMA, 2010; Araújo et al., 2021; Macedo et al., 2021).

Para representar a variação do COS no Cariri paraibano, foram escolhidas três áreas com diferentes tipos de solo, topografia e uso do solo (Figura 3). A primeira área está localizada na Fazenda São Paulo dos Dantas (FASP), situada no Município da Prata (PB) (07° 41' 27" S e 37° 04' 49" W) com altitude média de 611 m. Essa área apresenta uma complexidade vegetativa intermediária por ser um mosaico composto por florestas e matas (60%) e áreas agrícolas (40%), onde a biomassa natural acima do solo na área florestal é de 65,8 Gcal (Araújo et al., 2021).

A formação geológica é composta por rochas com predominância de basalto, granitóide, ortogneisse e migmatito, gnaiss, mármore, quartzito e intercalações de metamáfica (CPRM, 2005). Os solos são predominantes das classes dos Neossolos Líticos, Neossolos Regolíticos, Luvisolos Crômicos e Planossolos Hápticos (BRASIL, 1972; PARAÍBA, 1978; Medeiros, 2018).

A segunda área está localizada na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), conhecida como Fazenda Almas, localizadas nos municípios de Sumé e São José dos Cordeiros, microrregião do Cariri ocidental na Paraíba, entre as coordenadas geográficas 7° 28' 45" S e 36° 54' 18" W e a altitude entre 580 e 740 m.

A RPPN era utilizada até a década de 1970 para atividades agropastoris, com vastas áreas de produção de algodão e criação bovina. Atualmente é uma área que apresenta alta complexidade, pois possui 90% de sua área coberta por florestas e matas com biomassa natural de 65,8 Gcal (Araújo et al., 2021). O relevo varia de ondulado a forte ondulado com ocorrência de serras. A formação geológica é composta por rochas do embasamento cristalino do Pré-Cambriano, com predomínio de granitos, gnaisses e migmatitos com feições geomorfológicas (Santos et al., 2002; PMFA, 2015). Os solos predominantes são Neossolos Regolíticos, Neossolos Litólicos, Luvisolos Crômicos associados a afloramentos rochosos e Planossolos Háplicos (PMFA, 2015). A área apresenta regime hídrico arídico e térmico hipertérmico (Silva, 2021). Os efluxo de CO₂ variam em épocas do ano, com picos mínimos entre novembro a fevereiro e pico máximo no mês de março, apresentando 123,11 mg CO₂ m⁻² h⁻¹ (Alves, 2019).

A terceira área está localizada na Estação Experimental (EESJC) da Universidade Federal da Paraíba (UFPB) com 384 hectares localizada no município São João do Cariri-PB, inserida na Mesorregião da Borborema e Microrregião do Cariri Oriental, na Superfície Aplainada do Planalto da Borborema (7° 22' 45,1" S, 36° 31' 47,2" W; 485 m). Essa área possui baixa complexidade, pois a maior parte (75%) está coberta por solos degradados, com biomassa natural de 42,6 Gcal onde encontram-se florestas arborizadas/ arbustivas (Araújo et al., 2021). A geologia é composta por complexo Serra de Jabiatá: ortogneisse e migmatito tonalítico-granodiorítico e Complexo Sertânia: gnaiss, mármore, quartzito, metavulcânica máfica (CPRM/PRODEEM, 2005). Os principais tipos de solos são Luvisolos Crômicos Vérticos, Vertissolos e Neossolos Líticos (Chaves, Chaves, Vasconcelos, 2000).

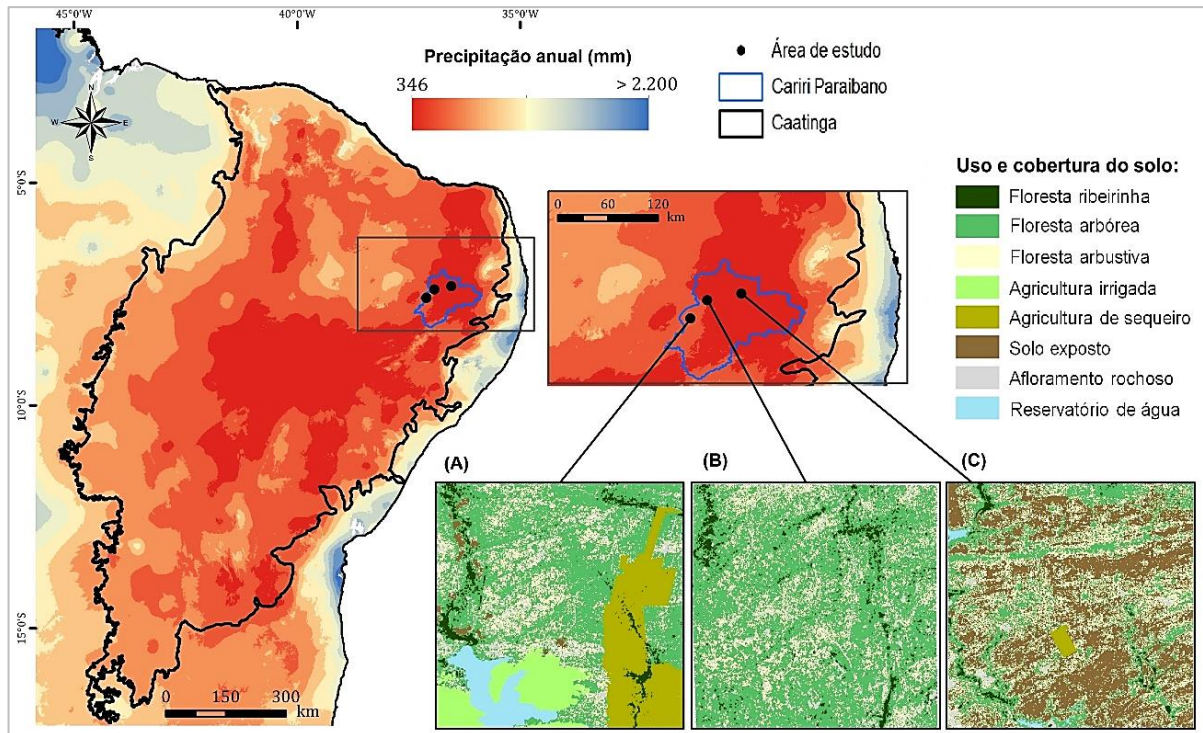


Figura 5. Cariri Paraibano, sub-região da Caatinga, Brasil, com complexidade estrutural das paisagens que varia dentro da região de estudo: (A) FASP (Fazenda São Paulo dos Dantas) representa a paisagem com complexidade intermediária; (B) RPPN (Reserva preservada do Patrimônio Natural- Fazenda Almas) representa a paisagem de alta complexidade; (C) SJC (São João do Cariri) representa a paisagem com baixa complexidade (Adaptado de Araújo et al., 2021).

2.2. Amostragem

Os pontos foram selecionados pela análise das diferentes fitofisionomias das áreas, onde FASP representa área com vegetação primária, RPPN vegetação secundária e SJC solos degradados, com coletas em diferentes posições da paisagem, no ano de 2018 nos meses de setembro e agosto. A avaliação da variabilidade espacial foi realizada em uma malha amostral com pontos seguindo a mesma distância, 250 por 250 m (10 ha), caracterizando-se como amostragem regular (Figura 6).

SJC					RPPN					FASP				
TC	TC	TC	TC	TC	RR	RR	RR	TC	TC	RL	RL	TC	TC	RL
TC	TC	TC	TC	TC	RR	RR	TC	TC	TC	RL	TC	TC	TC	TC
TC	TC	TC	TC	TC	RR	RR	TC	TC	TC	TC	TC	TC	TC	TC
TC	TC	TC	TC	TC	RR	RR	TC	TC	TC	TC	TC	TC	TC	TC
TC	TC	TC	TC	TC	RR	TC	RR	RR	TC	RL	TC	TC	TC	TC

TC - Luvisolo Crômico
RR - Neossolo Regolito
RL - Neossolo Litólico

Figura 6. Malha amostral dos pontos selecionados das áreas de estudo e classes de solos. SJC: São João do Cariri; RPPN: Reserva Particular do patrimônio Natural; FASP: Fazenda São Paulo dos Dantas.

Em cada ponto georreferenciado da malha amostral foram abertas 25 trincheiras (perfis) e coletadas amostras deformadas e indeformadas nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm para análises físicas (granulometria, densidade do solo, densidade de partículas e porosidade total), MO e o carbono orgânico do solo (COS), em um total de 75 pontos, totalizando 225 amostras. Foram realizadas as descrições morfológicas de acordo com Santos et al. (2015) e Schoeneberger et al. (2012). As amostras foram secas ao ar, destorroadas, e a terra fina seca ao ar (TFSA) passada em peneira de malha de 2 mm. Os solos foram classificados pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos 5ª edição (EMBRAPA, 2018) através das cores do solo e no Soil Taxonomy pelo Keys to Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2014).

2.3. Análises dos Solos

2.3.1. *Matéria Orgânica, Carbono orgânico total e Estoque de Carbono no Solo*

A matéria orgânica do solo (MOS) foi determinada pelo método da mufla, utilizando-se 5 g de solo (TFSA) macerado e passado na peneira de 80 mesh, e calculado seguindo metodologia proposta por Teixeira et al. (2017).

$$MOS = \frac{(M_s - M_r)}{M_s} \cdot 1000 \quad [2]$$

em que MOS representa a concentração de matéria orgânica do solo (g kg^{-1}). M_s massa do solo seco em estufa a 65°C (g) e M_r amassa do resíduo após mufla a 600°C (g).

Com os valores obtidos da matéria orgânica do solo, o Carbono orgânico do solo (COS) do solo foi determinado pela metodologia baseada em Pribyl (2010) usando-se o fator de conversão $CO = MO/1,95$.

O estoque de carbono orgânico do solo foi calculado seguindo a metodologia proposta por Patton et al. (2019):

$$\text{Estoque de COT} = \text{COS} \times Ds \times e \times (1 - \text{Frag}) \quad [3]$$

onde: Estoque de COT = estoque de COT em determinado horizonte (Mg ha^{-1}) COS = teor de C total na profundidade amostrada (g kg^{-1}) Ds = densidade do solo (TFSA) de cada horizonte (g cm^{-3}) e = espessura da camada considerada (cm) Frag = fator de correção para fragmentos de rocha ($1 - \% \text{ de rochas}$) /100

2.3.2. Geoestatística

O estoque de carbono foi submetido a análise estatística descritiva obtendo-se a média, mediana, máximo, mínimo, coeficiente de variação, assimetria e curtose. A normalidade dos dados foi testada por meio do teste de Shapiro-Wilk. A dependência espacial dos atributos do solo foi verificada por meio de ajustes de semivariogramas a partir da equação 4 (Vieira, 2000):

$$\hat{\gamma}(\mathbf{h}) = \frac{1}{2N(\mathbf{h})} \sum_{i=1}^{N(\mathbf{h})} [\mathbf{Z}(\mathbf{x}_i) - \mathbf{Z}(\mathbf{x}_i + \mathbf{h})]^2 \quad [4]$$

em que $N(\mathbf{h})$ é o número de pares experimentais de observações $\mathbf{Z}(\mathbf{x}_i)$ e $\mathbf{Z}(\mathbf{x}_i + \mathbf{h})$ são separados por uma distância $\mathbf{h}$.

Os modelos de semivariogramas considerados foram o esférico, exponencial e o gaussiano ajustados pelo Software GS+ (versão 7.0) (Gamma Design Software, 2004). Foi utilizado o maior valor do coeficiente de correlação obtido pelo método de validação cruzada para identificar os modelos mais adequados para descrever os semivariogramas.

Foram gerados mapas para o COS em cada profundidade do solo com o objetivo de visualizar a variabilidade espacial das áreas estudadas. Para elaboração dos mapas de krigagem foi utilizado o programa Surfer 9.0 (Golden Software, 1999).

2.4. Análise Estatística dos Dados

Para avaliação do COS e ECOS foi utilizado o teste de média de Tukey a 5% de probabilidade como fator qualitativo. Foi utilizado o programa estatístico R (R Core Team, 2015).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Carbono Orgânico do Solo (COS)

O conteúdo de COS na FASP foi maior que as demais áreas em todas as profundidades estudadas. Na profundidade de 0-10 cm os teores de COS na FASP foram de 19,27 g kg⁻¹, sendo 43,69% a mais que SJC e 27,79% que a RPPN (Figura 7). Na profundidade de 10-20 cm a FASP diferiu estatisticamente ($p < 0,05$) de SJC e RPPN, com 23,65 e 38,23% a mais de CO, respectivamente. Em 20-30 cm a FASP diferiu ($p < 0,05$) da RPPN com 37,78% a mais de CO, enquanto que em relação a SJC não foi observada diferença significativa.

A área de FASP é composta por floresta primária, onde aportam maiores quantidades de COS (Althoff et al., 2018b; Santana et al., 2019; Menezes et al., 2021), por não estarem sujeitas a alterações antrópicas, havendo maior acúmulo da serrapilheira, evidenciando que os solos são um potencial sumidouro de carbono (Jesus et al., 2019), podendo explicar as maiores quantidades de COS nessa área.

Apesar de não significativo ($p < 0,05$), a área RPPN contém maior conteúdo de COS na profundidade de 0-10 cm (14,30 g kg⁻¹) em comparação com SJC (10,85 g kg⁻¹) (Figura 7). A RPPN é composta por 90% de área coberta por floresta (árvores, arbustos e plantas) e matas (vegetação da mesma espécie), representando uma paisagem de alta complexidade, com maior variedade de vegetação, composta por florestas secundárias, que representa em algumas paisagens grande proporção de cobertura do solo (Wright, 2010). Tais fatos ajudam a explicar a maior quantidade de COS em sua superfície na RPPN.

A RPPN é uma área historicamente afetada por distúrbios antrópicos, que consequentemente contribuíram para redução nos teores de COS nas profundidades de 10-20 (10,89 g kg⁻¹) e 20-30 cm (10,41 g kg⁻¹) em relação a SJC (Figura 7). Entretanto, as mudanças de uso para florestas possibilitam a regeneração do ecossistema, aumentando a oferta de matéria orgânica e carbono do solo (Silva et al., 2021), devido a maior produção de biomassa acima do solo (Silver et al., 2000), explicando a maior quantidade de COS na profundidade de 0-10 cm.

Estudos feitos por Alves (2019), realizados na RPPN, em períodos secos e húmidos, resultam em altos conteúdos de COS em Neossolos Regolíticos, em suas superfícies, com $28,50 \text{ g kg}^{-1}$ e $30,86 \text{ g kg}^{-1}$ em período seco e $17,27 \text{ g kg}^{-1}$ e $20,79 \text{ g kg}^{-1}$ em períodos chuvosos.

A área de SJC é composta de mais de 75% de terras degradadas sem vegetação ou vegetação do tipo arbustivas e árvores esparsas (Araújo et al., 2021). A estimativa de biomassa natural acima do solo em RPPN é de até 65,8 GCal, já em SJC é de 42,6 GCal, ou seja 35,26% a menos (Araújo et al., 2021), também explicando os menores valores de CO na camada superior.

A falta de proteção no solo em alguns casos permite a água da chuva infiltrar no solo (Wilson e Smith, 2015) diminuindo o CO na superfície do solo (Chen et al., 2017), e a falta de vegetação permite um aumento da temperatura no solo e redução a proteção da MO (Qin et al., 2019), permitindo maior mineralização (Yu et al., 2017, Zhao et al., 2021), o que também pode ter causado a redução de CO na camada de 0-10 cm em SJC.

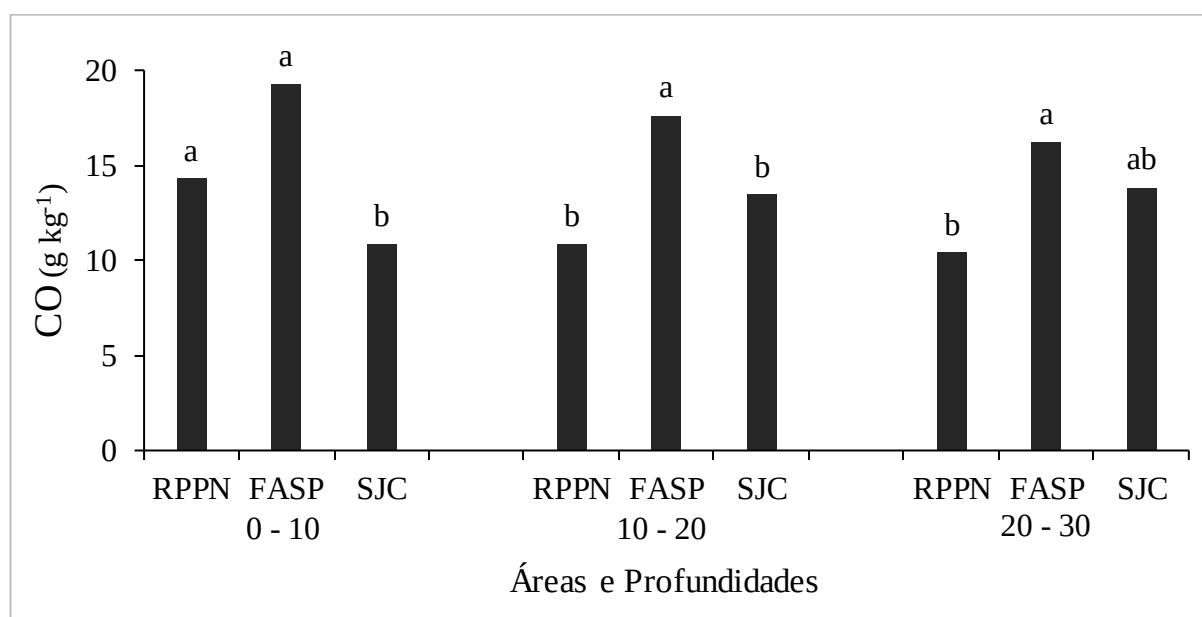


Figura 7. Conteúdo médio de Carbono orgânico do solo (COS) nas áreas de estudo calculado em diferentes profundidades. Médias seguidas das mesmas letras nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. CV %: coeficiente de variação. SJC: São João do Cariri; FASP: Fazenda São Paulo dos Dantas; RPPN: Reserva Preservada do Patrimônio Natural, Fazenda Almas.

O tipo de solo também pode explicar as menores quantidades de MO nas camadas mais profundas na RPPN, pois na área de coleta pelo menos 48% dos solos foram classificados como Neossolos Regolíticos. Esses solos de textura arenosa apresentam baixos teores de de COS comparando-se a solos com solos mais argilosos (Gabarro'nGaleote et al., 2015; Tiessen e Stewart, 1983).

A baixa entrada de resíduos vegetais associada a baixas entradas de exsudados de raízes no solo da área de SJC na forma de MOS fresca labil pode reduzir a decomposição da MOS antiga, reduzindo o “efeito priming” (Kuzyakov, 2010, Paterson e Sim, 2013, Razanamalala et al., 2018), já que a atividade microbiana pode aumentar quando maior for a disponibilidade de energia liberada da decomposição MOS fresca (Fontaine et al., 2003), o que pode está acontecendo na RPPN por se tratar de ambiente dinâmico.

3.2. Estoque de Carbono no solo (ECOS).

O ECS em 0-10 cm foi significativamente maior na FASP quando comparado com SJC e RPPN. Esses maiores estoques representam mais de 40,93% e de 27,10% em relação a SJC e RPPN. Nas profundidades de 10-20 e 20-30 cm o ECS na FASP significativamente maior quando comparado com RPPN. Não foi observada diferença significativa em 10-20 e 20-30 cm entre FASP e SJC (Figura 8).

Resultados semelhantes foram encontrados por Althoff et al. (2018) ao estudarem o ECOS em vegetação primária de caatinga, onde os solos apresentaram 31,85 Mg ha⁻¹, com aproximadamente 30% a mais que em vegetação secundária de caatinga, que apresentou 23,1 Mg ha⁻¹ do ECOS, mesmo após 20 anos de regeneração. Já Menezes et al. (2021) ao avaliarem o ECOS nas principais classes de solo e sistemas de uso em Bioma Caatinga no Nordeste brasileiro em até um metro de profundidade, notaram que o ECOS em áreas de caatinga densa é pelo menos 29,0% maior que em caatinga degradada, com valores de 89,86 Mg ha⁻¹ e 65,42 Mg ha⁻¹, respectivamente.

A FASP apresenta 80% dos solos do tipo Luvisolo Crômico, que são caracterizados por maiores quantidades de argila, notadamente nos horizontes subsuperficiais, e, que podem formar complexos organominerais com a MO ajudando na sua proteção, aumentando o acúmulo de carbono (Wiesmeier et al., 2019).

A MOS pode formar complexos estáveis com argila, formando agregados que permite maior proteção contra a mineralização (Churchman, 2018; Gulde et al., 2008). Essa agregação do solo condiciona proteção física a MO contra a biodegradação das frações lábeis (Balesdent et al., 2000), que associada ao aporte de resíduos vegetais e ausência de preparação excessiva do solo, reduz a exposição do CO a ataque da microbiota e retarda a decomposição (Al-Kaisi e Yin, 2005).

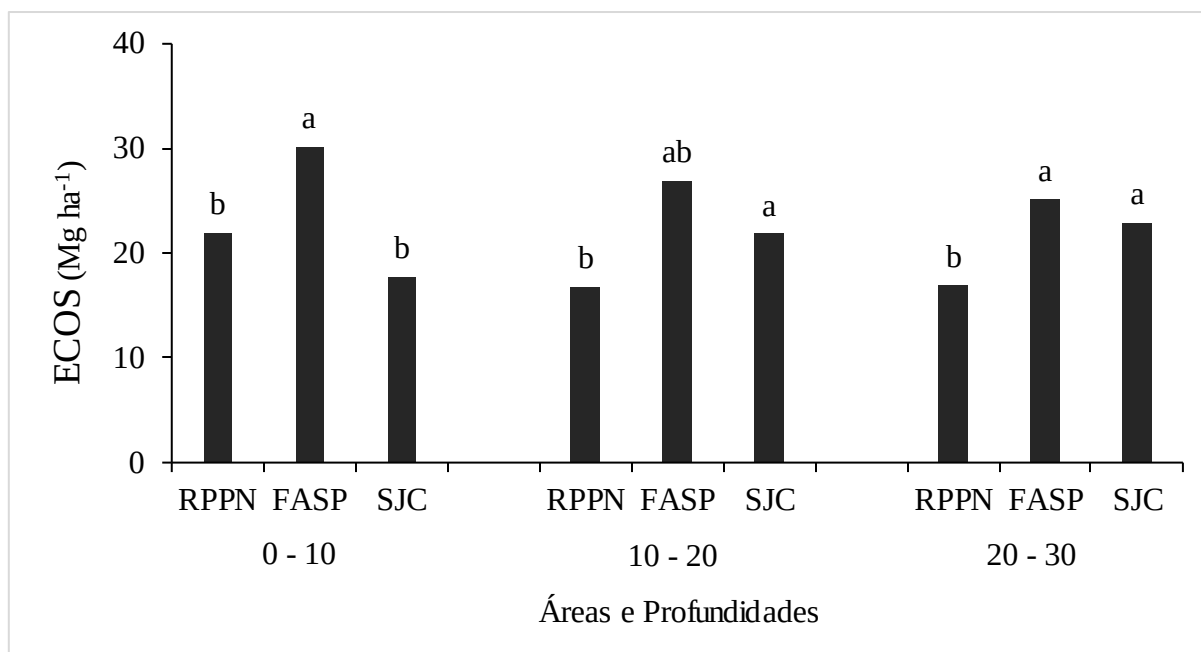


Figura 8. Estoque de Carbono do solo (ECOS) das áreas de estudo nas 03 profundidades. Médias seguidas das mesmas letras, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. CV %: coeficiente de variação. SJC: São João do Cariri; FASP: Fazenda São Paulo dos Dantas; RPPN: Reserva Preservada do Patrimônio Natural, Fazenda Almas.

Em SJC os solos são desprotegidos e compactados com alta densidade do solo, expostos a ciclos de umedecimento e secagem e alto escoamento superficial das águas das chuvas, provocando sulcos, demolisses, assoreamento, o que levam a perder MOS e CO ao longo do tempo, como resultou a profundidade de 0-10 cm. Esses solos provavelmente apresentam características hidrofóbicas, constadas a partir de teste rápidos de infiltração em campo, sendo necessários até cindo minutos para iniciar a infiltração de água nas camadas superficiais. Essas substancias orgânicas hidrofóbicas causam repelência do solo a água, pelo recobrimento das partículas do solo (Pérez, et al., 1998), com trabalhos afirmando que o caráter hidrofóbico está relacionado com a qualidade, e não com a quantidade dessas substâncias orgânicas, devido o maior grau de repelência à água está em solos com menores teores de carbono orgânico (Wallis et al., 1993).

Em regiões semiáridas nos períodos de seca, a vegetação caatinga do tipo caducifólia perdem suas folhas para permitir sua sobrevivência diminuindo sua perda de água, com isso, há o aumento do aporte de MOS e consequentemente o COS e ECOS em épocas de estiagem (Souto, 2006). A menor disponibilidade hídrica no sistema pode inibir a decomposição da serrapilheira pela microbiota do solo, apesar da decomposição em ecossistemas áridos ser rápida (Whitford et al., 198; Moorhead et al., 1996; Gholz et al., 2000).

A decomposição da serrapilheira em ecossistemas áridos e semiáridos é influenciada principalmente pela fotodegradação (Brandt et al., 2009; Gallo et al., 2009; Huang et al., 2017), observada com maior frequência em áreas onde a precipitação anual varia de 152-726 mm. ano⁻¹ (Pancotto et al., 2003, Pancotto et al., 2005, Austin e Vivanco, 2006; Day et al., 2007; Brandt et al., 2009; Austin e Ballare, 2010; King et al., 2012; Almagro et al., 2015; Day et al., 2015).

Em solos secos, as transformações biológicas e biogeoquímicas são desencadeadas quando há entrada da água da chuva, impulsionando vários fatores que podem variar desde a rápida ação dos micróbios que residem na superfície do solo através da rápida liberação de nitrogênio até horas após o evento (Cui e Caldwell, 1997).

O COS pode afetar diretamente o funcionamento das funções ecológicas do solo, como armazenamento e infiltração de água, armazenamento e reciclagem de nutrientes, produção de biomassa e habitat para atividade biológica (Wiesmeier et al., 2019). O COS garante o bom funcionamento dos ecossistemas naturais como peça chave ligado aos SES de regulação (p. ex., clima e regulação de gases de efeito estufa), apoio (p. ex., formação do solo, ciclagem de nutrientes do ecossistema terrestre e serviços de intemperismo), cultural (p. ex., recreação, ecoturismo), e provisionamento (p. ex., fibra, combustível e alimento) (Adhikari e Hartemink, 2016).

Conhecer os ECOS da vegetação dos ecossistemas florestais e nos solos e os impactos das mudanças no uso e cobertura da terra é de grande importância mundial (Menezes et al., 2021), logo os dados publicados sobre os ECOS nos ecossistemas do Bioma Caatinga ainda são limitados, e muitas vezes os dados regionais não representam bem as diferentes classes de cobertura e uso do solo e nem os diferentes tipos de solos, sendo um fator crítico para controle e entendimento dos ECOS (Wiesmeier et al., 2019; Menezes et al., 2021).

3.3. Estatística Descritiva do Carbono Orgânico das Áreas de Estudo

Os valores das médias e medianas para o conteúdo de carbono orgânico (CO) estão semelhantes em todas as áreas e profundidades estudadas (Tabela 1). A maioria dos coeficientes de assimetria e curtose estão próximos de zero, indicando distribuição simétrica dos dados e curtose positiva (Snedecor e Cochran, 1980).

As menores médias de CO foram verificadas na RPPN para todas as profundidades e em SJC na profundidade de 0-10 cm, em comparação a FASP (Tabela 1). Os baixos teores de COS prevalecem pela perda de MO, sem restauração do solo, causando danos a estrutura do solo

como impedimento físico do fluxo de água e ar (Paz-González et al., 2000), resultando em pouca capacidade de sequestrar CO₂ atmosférico (Lal, 2011).

Os valores mínimos de CO foram semelhantes em todas as profundidades nas três áreas, já os valores máximos são semelhantes em SJC e RPPN, com os maiores valores encontrados na FASP, como mostram os dados da Tabela 1 e Figura 7.

Tabela 1. Estatística descritiva do Carbono Orgânico (CO) das áreas de estudo.

Prof. (cm)	Média	Med.	Min.	Max.	Dp	CV (%)	Cs	Ck	W
SJC									
0 - 10	10,85	10,20	5,13	17,59	3,02	27,81	0,26	-0,63	*
10 - 20	13,46	14,14	7,03	21,24	3,22	23,94	-0,06	0,20	*
20 - 30	13,85	14,27	8,44	21,05	2,94	21,23	0,09	0,22	*
RPPN									
0 - 10	14,31	14,08	5,53	28,60	6,37	44,53	0,80	-0,27	ns
10 - 20	10,89	9,72	4,92	22,73	4,69	43,06	1,01	-0,02	ns
20 - 30	10,41	9,12	4,05	21,22	4,74	45,57	0,78	-0,60	ns
FASP									
0 - 10	19,27	19,02	7,62	37,08	6,93	35,94	0,64	0,19	*
10 - 20	17,63	15,98	7,53	36,86	7,02	39,80	0,93	0,45	*
20 - 30	16,21	14,90	6,53	31,79	6,75	41,61	0,47	-0,74	*

Prof: profundidade; Min: Mínimo; Max: Máximo DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação; Cs: coeficiente de assimetria; Ck: coeficiente de curtose; W: teste de normalidade Shapiro Wilk (5% de probabilidade); ns: não significativo; *: Significativo ($p > 0,05$). SJC: São João do Cariri; FASP: Fazenda São Paulo dos Dantas; RPPN: Reserva Preservada do Patrimônio Natural, Fazenda Almas.

O teste Shapiro Wilke indicou normalidade dos dados nas áreas de FASP e SJC em todas as profundidades, enquanto na RPPN não houve normalidade na distribuição dos dados, com resultados não significativos ($p > 0,05$). De acordo com a classificação de Pimentel-Gomes (1985), o coeficiente de variação foi alto para a área de SJC e muito alto para as áreas da FASP e RPPN, ambos em todas as profundidades, apresentando alta heterogeneidade dos dados. Estudos feitos por Cruz et al. (2012) também resultaram em elevados valores de CV para os atributos do solo, com heterogeneidade em torno da média Geoestatística

Nas áreas de SJC e FASP verificou-se grau de dependência espacial do CO em todas as profundidades (Tabela 2). Já a RPPN apresentou efeito pepita puro (EPP), ou seja, o alcance (A) para o conteúdo de CO é menor do que o menor espaçamento entre amostras, não se ajustando a nenhum modelo do semivariograma, indicando que o espaçamento utilizado

durante o processo de coleta dos dados não foi suficiente para detectar a dependência espacial entre amostras do CO (Vieira et al., 2000, 2011).

O modelo esférico foi o mais ajustado, com ocorrência de gaussiano em SJC na profundidade de 10-20 cm e exponencial em FASP na profundidade de 10-20 cm (Tabela 4). O modelo esférico equivale à função de distribuição normal (Yamamoto, 2013), com maior ocorrência principalmente em solos com mudanças abruptas e de maior variabilidade espacial (Cambardela et al., 1994).

Tabela 2. Modelos e parâmetros estimados dos semivariogramas do Carbono Orgânico do solo (COS) nas áreas de estudo.

Prof, (cm)	Modelo	C0	C0+C1	A (m)	GDE (%)	N	Out.	R ² (%)
SJC								
0 - 10	Esf	0,25	9,77	362	0,03	25	0	50,9
10-20	Gau	0,01	11,35	391	8,81	25	0	63,1
20 - 30	Esf	0,01	8,67	395	1,15	25	0	43,6
RPPN								
0 - 10	---	EPP	---	---	---	25	0	51,1
10-20	---	EPP	---	---	---	25	0	95,4
20 - 30	---	EPP	---	---	---	25	0	32,8
FASP								
0 - 10	Esf	0,80	39,96	434	0,02	25	0	87,5
10-20	Exp	8,20	56,23	453	0,15	25	0	52,9
20 - 30	Esf	18,70	52,07	651	0,36	25	0	76,7

Prof.: Profundidade; Esf.: Modelo Esférico; Exp.: Modelo Exponencial; Gau.: Modelo Gaussiano; C0: Efeito Pepita; C0+C1: Patamar; A: Alcance; GDE: Grau de Dependência Espacial; R²: Coeficiente de Determinação do Modelo; N: Tamanho da Amostra; EPP.: Efeito Pepita puro. SJC.: São João do Cariri; FASP.: Fazenda São Paulo dos Dantas; RPPN: Reserva Preservada do Patrimônio Natural, Fazenda Almas.

A área que apresentou maior alcance, ou seja, a maior distância limite de dependência espacial (Vieira, 2000), foi a FASP em todas as profundidades, com maior distância na profundidade de 20-30 cm, com 651 m (Tabela 2), que provavelmente refletiu diferenças graduais devido à elevação (Simbahan et al., 2006). O coeficiente de determinação dos modelos (R²) foi maior na RPPN na profundidade de 10-20 cm com 95,4 %, indicando um bom ajuste.

O grau de dependência espacial foi forte para área de SJC na profundidade de 0-10 cm e fraca nas profundidades de 10-20 e 20-30 cm, e forte na FASP nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm e moderado na profundidade de 20-30 cm (Tabela 2) seguindo os níveis propostos por Cambardela et al. (1994).

Na RPPN o grau de dependência espacial foi inexistente devido o valor do efeito pepita ser igual ao patamar. Contudo, estudos comprovam que limitações no tamanho do conjunto de

dados, altamente distorcidos, afetam negativamente a estrutura espacial (Kerry e Oliver, 2007). Nesse caso, em estudos futuros, sabe-se que a quantidade de pontos para a mesma área não é suficiente, devendo aumentar o número de pontos de coleta ou diminuir a distância entre eles.

Os valores altos e baixos do efeito pepita pode estar relacionados a fatores naturais, como diversidade de vegetação e biológica, textura do solo, temperatura, umidade, topografia, classe de solo, propriedades do solo, e/ou fatores antropogênicos, que resultam na erosão, manejo e cobertura do solo, afetando significativamente a variabilidade espacial das áreas.

3.4. Krigagem

Os mapas de krigagem da área da RPPN em todas as profundidades tiveram efeito pepita puro, não sendo possíveis de serem gerados, podendo estar ligado a erros de amostragem, variabilidade espacial inexplicada (Burgos et al., 2006) e a não modelagem das variações locais das propriedades do solo, causadas por diferenças na altitude, clima e vegetação (Pouladi et al., 2019).

A análise de krigagem mostra uma alta variabilidade espacial (horizontal) e em profundidade (distribuição vertical) do COS nas áreas de SJC e FASP (Figura 9). Em 0-10 cm de profundidade, a área de SJC o COS variou de 5,0 a 15,2 g kg⁻¹ (Figura 9 A) com menores quantidades em comparação as demais profundidades do perfil. Esse baixo armazenamento do COS na camada superficial (0-10 cm) é influenciada principalmente pela utilização inadequada da terra, que podem acarreta diversos desserviços, como acidificação, salinização, erosão, compactação, baixa fertilidade e produtividade, perda de água e nutrientes devido ao alto grau de degradação (Pereira et al., 2018).

Na área de FASP, na profundidade de até 10 cm o COS variou de 7 a 29 g. kg⁻¹ (Figura 9 B). FASP apresenta diversidade em vegetação e tipos de solos, logo é notório a distribuição de COS similar em profundidade, com pontos de maiores e menores conteúdo mantendo um padrão de cores nas demais profundidades da área.

A distribuição de COS na área de FASP pode estar ligada a fatores como tipo de solo, cobertura vegetal e até topografia local (Bai e Zhou, 2020). O material de formação do solo conferi características das propriedades físicas e químicas e devem ser considerados como fatores que influenciam a distribuição espacial do COS (Angst et al., 2018). A entrada de COS no solo pode ser alterada pela topografia, já que a MOS presente em áreas mais altas da paisagem podem ser carregadas para áreas mais baixas, através da regulação da distribuição dos recursos hídricos e de calor, afetando a distribuição espacial da cobertura vegetal e uso da terra (Li et al., 2018).

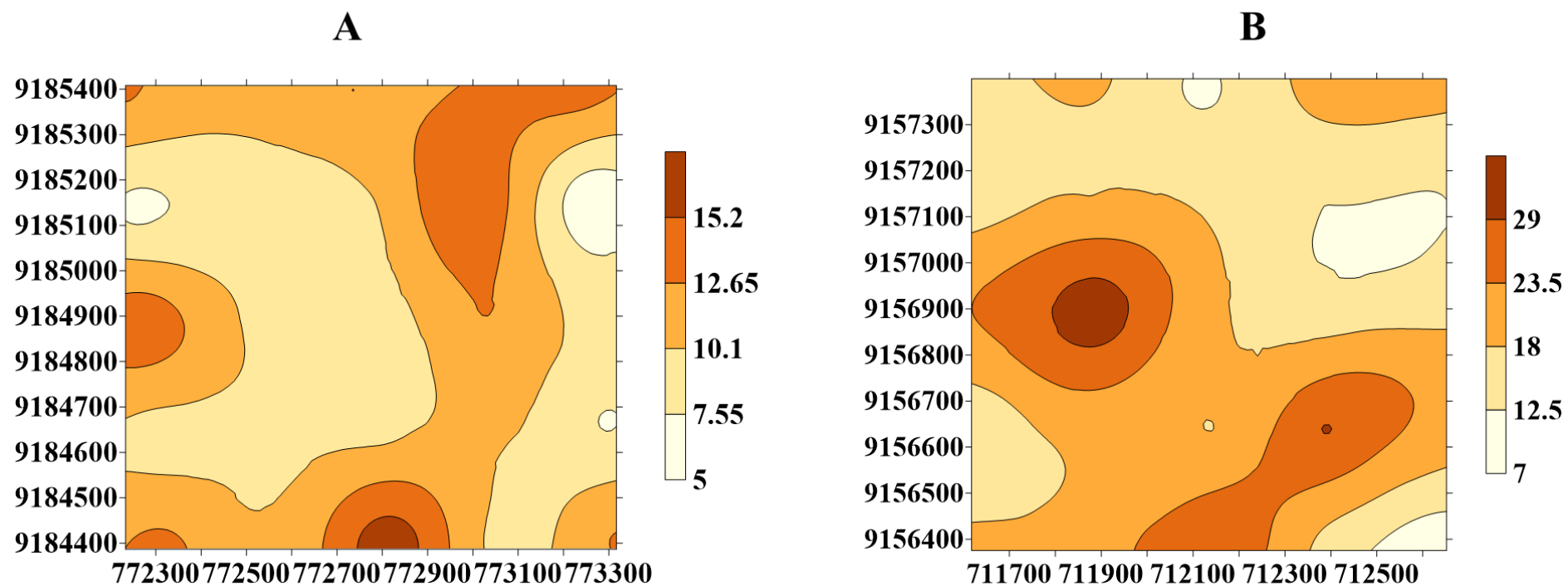


Figura 9. Mapas de krigagem do Carbono Orgânico do Solo (COS) na profundidade de 0-10 cm, de São João do Cariri – SJC (A) e da Fazenda São Paulo – FASP (B).

O conteúdo de COS em SJC na profundidade de 10-20 cm variou entre 16,1 a 19,3 g. kg⁻¹ (Figura x). Essa profundidade apresenta alto conteúdo de COS, representando solos de boa a alta condição de estabilidade estrutural, sendo possível aumentar os níveis de carbono do solo e a capacidade de tamponamento com MO suficiente para diminuir a densidade do solo e melhorar a capacidade de retenção de água (Hazelton e Murphy, 2016).

Na área de FASP, entre os pontos amostrados, na profundidade de 10-20 cm, o conteúdo de COS variou de 9 a 31,4 g. kg⁻¹ (Figura x). Através do ajuste feito no semivariograma, com valores mínimos e máximos do COS, para gerar os mapas de krigagem, as manchas brancas representam as áreas com as menores quantidades de COS. As manchas amarelas claras apresentam quantidades moderadas de COS, com condição estrutural média moderada e estabilidade estrutural média. As áreas com cores alaranjadas apresentam quantidades altas de COS, com alta estabilidade estrutural, capacidade de tamponamento de pH e capacidade de retenção de água (Hazelton e Murphy, 2016).

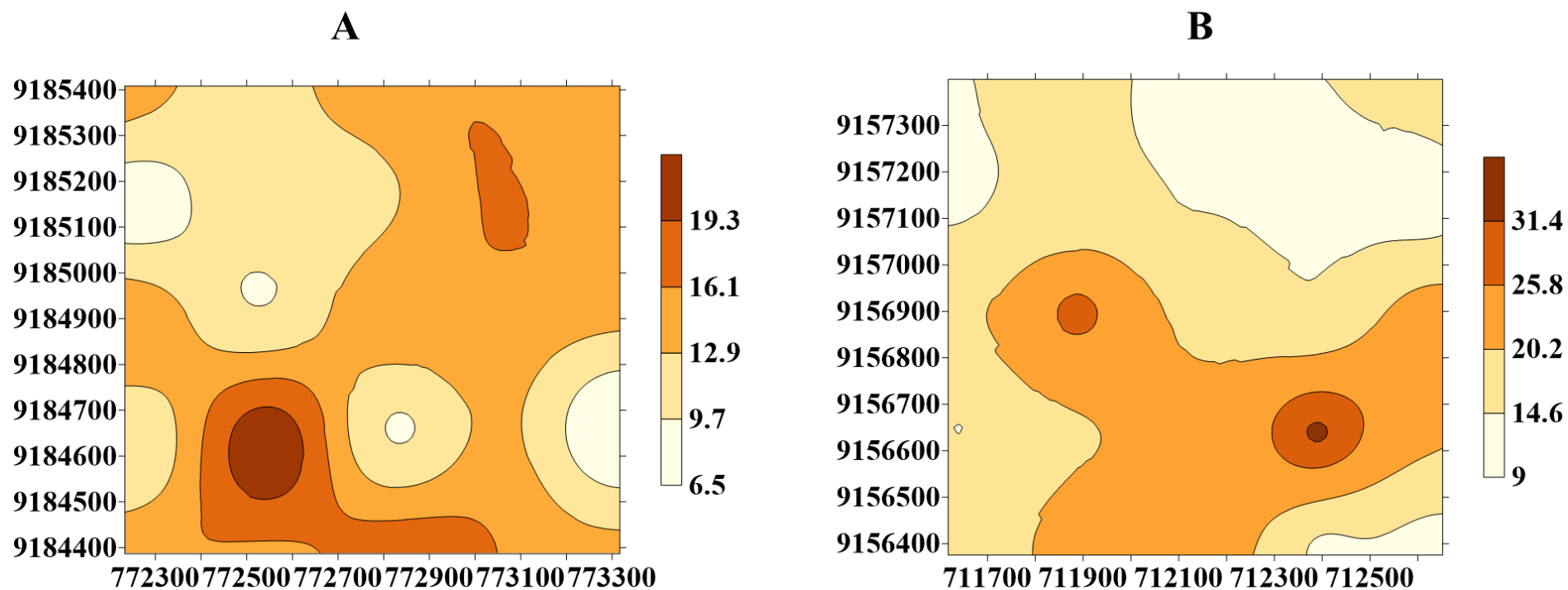


Figura 10. Mapas de krigagem do Carbono Orgânico do Solo (COS) na profundidade de 10-20 cm, de São João do Cariri – SJC (A) e da Fazenda São Paulo – FASP (B).

Na profundidade de 20-30 cm em SJC, o valor máximo e mínimo encontrados foram 18,9 g. kg⁻¹ e 8,5 g. kg⁻¹, respectivamente (Figura x). Segundo a classificação de Hazelton e Murphy (2016), a área apresenta teores de COS variando de extremamente baixo a muito baixo, com os horizontes superficiais severamente erodidos, degradados e de baixa estabilidade estrutural. As funções desses solos estão deterioradas, com redução da biodiversidade e com prestação de SE afetadas (Adhikari e Hartemink, 2016).

Os SE do solo estão sendo drasticamente alterados por a pressão humana e mudanças climáticas, diminuindo a biomassa do solo, biota, carbono do solo e aumentando a compactação, acidificação, erosão e salinização do solo, colocando em risco a segurança alimentar das próximas gerações (Pereira et al., 2018).

Em FASP, e na profundidade de 20-30 cm, o COS variou de 9 a 23,8 g. kg⁻¹ (Figura 10C). Nas cores vermelhas do mapa (Figura x), os solos possuem alto estoque de carbono, com MO suficiente para diminuir a densidade do solo e melhorar a capacidade de retenção de água. Nos níveis mais altos, representados por a cor marrom, indica alto conteúdo de COS, com boa condição estrutural, alta estabilidade estrutural e altos níveis de matéria orgânica, que normalmente é associado a áreas florestais (Hazelton e Murphy, 2016).

Os teores de COS na FASP podem contribuir para diversos SE como produção de alimentos e fibras, alta fertilidade e biodiversidade, redução da erosão e do escoamento superficial, regulação das mudanças climáticas, aumento na retenção de água e ciclagem de nutrientes.

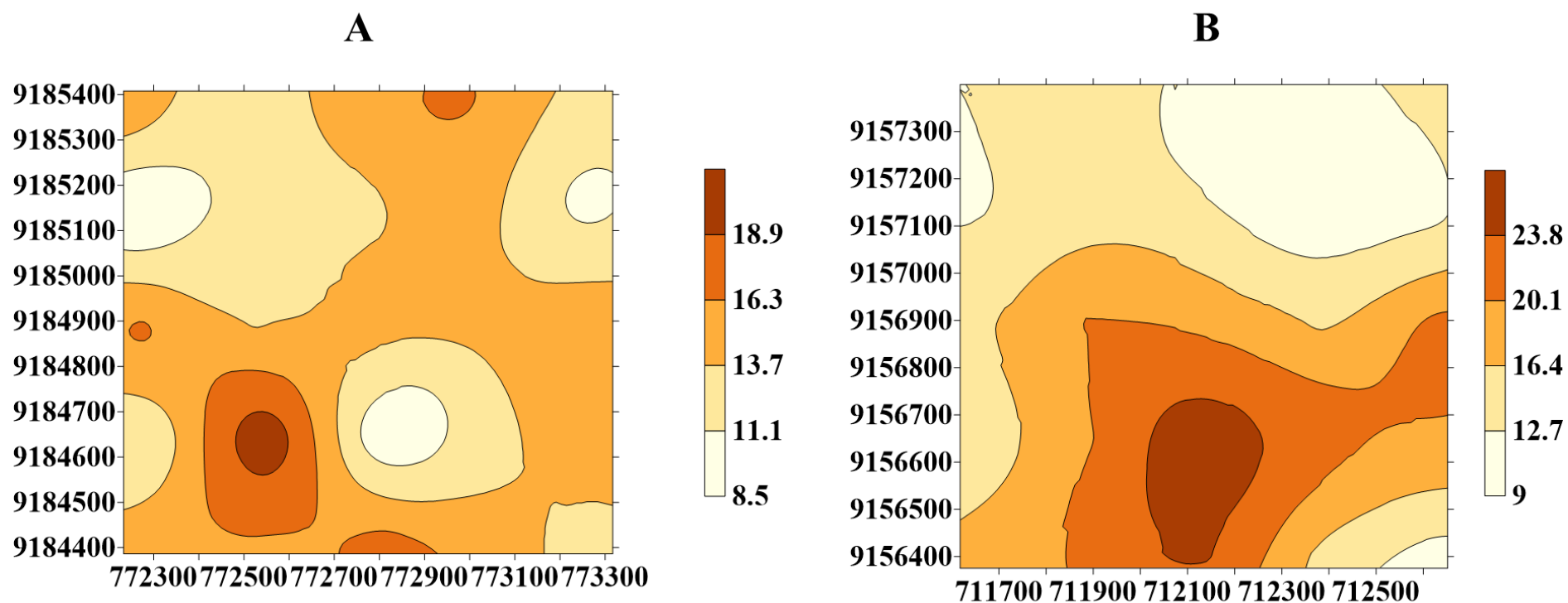


Figura 11. Mapas de krigagem do Carbono Orgânico do Solo (COS) na profundidade de 20-30 cm, de São João do Cariri – SJC (A) e da Fazenda São Paulo – FASP (B).

4. CONCLUSÃO

A FASP composta por florestas primárias, apresentaram maior conteúdo de COS em todas as profundidades, enquanto a RPPN, com floresta secundária, apresenta maior conteúdo de COS apenas na profundidade de 0-10 cm, resultado do aporte de biomassa dada a regeneração da vegetação de aproximadamente 65,8 Gcal. Dado o avançado estágio de degradação, a SJC apresenta menor conteúdo de COS em sua superfície, com suscetibilidade a maior grau de erosão e degradação.

As áreas da FASP e a RPPN são as que mais fornecem serviços ecossistêmicos de provisionamento, com capacidade para produção primária, estoque de carbono e habitat para a fauna; serviços ecossistêmicos de regulação, e regulação das condições climáticas; e serviços ecossistêmicos de suporte a biodiversidade e fertilidade do solo.

A área de SJC é afetada pela erosão avançada e grande ameaça de degradação, devendo ser maximizada a cobertura vegetal, que atrelada as condições ambientais local, possam aumentar a entrada de COS, promovendo solos bem estruturados e resistentes a impactos ambientais, recuperando os serviços para retornar a funcionalidade do ecossistema.

Os mapas de Krigagem tiveram bom ajuste para as áreas da FASP e SJC, representando bem a distribuição espacial (horizontal) do COS na área amostrada. Os pontos amostrais da área da RPPN não foram suficientes para identificar a variabilidade espacial nos mapas de Krigagem. Entretanto, esse estudo foi limitado a poucos pontos de coleta, sendo necessário um n amostral maior em pesquisas futuras.

Os dados desta pesquisa fornecem informações importantes sobre a quantidade e variabilidade espacial do CO em áreas com diferentes tipos de uso do solo, sendo a área de FASP o modelo de maior aplicabilidade e referencia para locais com necessidade de manejo e recuperação do solo, a exemplo de SJC. A RPPN é exemplo de regeneração, com características que promovem aumento do COS e recuperação dos serviços ecossistêmicos ao longo do tempo.

REFERÊNCIAS

- ADHIKARI, K., HARTEMINK, A.E., 2016. Linking soils to ecosystem services: a global review. **Geoderma** 262, 101–111. doi: 10.1016/j.geoderma.2015.08.009.
- AL-KAISI MM, YIN XH. (2005). Tillage and crop residue effects on soil carbon and carbon dioxide emission in corn-soybean rotations. **J Environ Qual.** 2005; 34:437-45. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0437>.
- ALMAGRO, M., MAESTRE, F.T., MARTINEZ-LOPEZ, J., VALENCIA, E., REY, A., 2015. Climate change may reduce litter decomposition while enhancing the contribution of photodegradation in dry perennial Mediterranean grasslands. **Soil Biol. Biochem.** 90, 214–223.
- ALTHOFF, T. D., MENEZES, R. S. C., PINTO, A. DE S., PAREYN, F. G. C., CARVALHO, A. L. DE, MARTINS, J. C. R., ... SAMPAIO, E. V. DE S. B. (2018). Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 254, 26–34. doi:10.1016/j.agee.2017.11.016.
- ALVARES, C. A. STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., GONCALVES, J. L. DE M., SPAROVEK, G. (2013). **Koppen's climate classification map for Brazil**. *Meteorologische Zeitschrift*, Vol. 22, n. 6, 711–728.
- ALVES, M. A. B. (2019). **Variabilidade espaço-sazonal de atributos químicos, físicos e biológicos em topossequência no Cariri Paraibano**. Areia-PB: UFPB, 82 p. (Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo). Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo.
- ANGST, G., MESSINGER, J., GREINER, M., HÄUSLER, W., HERTEL, D., KIRFEL, K., ... MUELLER, C. W. (2018). Soil organic carbon stocks in topsoil and subsoil controlled by parent material, carbon input in the rhizosphere, and microbial-derived compounds. **Soil Biology and Biochemistry**, 122, 19–30. doi:10.1016/j.soilbio.2018.03.026.
- ARAÚJO, H. F. P. DE, MACHADO, C. C. C., PAREYN, F. G. C., NASCIMENTO, N. F. F. DO, ARAÚJO, L. D. A., BORGES, L. A. DE A. P., ... SILVA, J. M. C. da. (2021). A sustainable agricultural landscape model for tropical drylands. **Land Use Policy**, 100, 104913. doi:10.1016/j.landusepol.2020.104913.
- AUSTIN, A.T., BALLARE, C.L., (2010). Dual role of lignin in plant litter decomposition in terrestrial ecosystems. **Proc. Natl. Acad. Sci.** 107, 4618–4622.
- AUSTIN, A.T., BALLARE, C.L., (2010). Dual role of lignin in plant litter decomposition in terrestrial ecosystems. **Proc. Natl. Acad. Sci.** 107, 4618–4622.
- BAI, Y., & ZHOU, Y. (2020). The main factors controlling spatial variability of soil organic carbon in a small karst watershed, Guizhou Province, China. **Geoderma**, 357, 113938. doi:10.1016/j.geoderma.2019.113938.

BALESDENT J, CHENU C, BALABANE M. (2000). Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. **Soil Till Res.** 2000;53:215-30. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00107-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00107-5).

BANWART, S., BLACK, H., CAI, Z., GICHERU, P., JOOSTEN, H., VICTORIA, R., ET AL., 2014a. Benefits of soil carbon: report on the outcomes of an international scientific committee on problems of the environment rapid assessment workshop. **Carbon Manag.** 5 (2), 185_192.

BANWART, S.A., NOELLEMEYER, E., MILNE, E. (Eds.), (2014b). **Soil Carbon: Science, Management and Policy for Multiple Benefits**, vol. 71. CABI, Wallingford.

BATJES, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal of Soil Science**, 47(2), 151–163. Doi:10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x.

BERNOUX M. & CHEVALLIER T., (2014). **Carbon in dryland soils. Multiple essential functions.** Les dossiers thématiques du CSFD. N°10. June 2014. CSFD/ Agropolis International, Montpellier, France. 40 pp.

BERTONI, J.; LOMBARDI, F. N. (2008). **Conservação do solo.** 6. ed. São Paulo: Ícone, p.355.

BOSSUYT, H., SIX, J., & HENDRIX, P. F. (2006). Interactive effects of functionally different earthworm species on aggregation and incorporation and decomposition of newly added residue carbon. **Geoderma**, 130(1-2), 14–25. doi:10.1016/j.geoderma.2005.01.005.

BRANDT, L. A., BOHNET, C., & KING, J. Y. (2009). Photochemically induced carbon dioxide production as a mechanism for carbon loss from plant litter in arid ecosystems. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, 114(G2), n/a–n/a. doi:10.1029/2008jg000772.

Brasil. (1972). Equipe de Pedologia e Fertilidade do Solo – Ministério da Agricultura. **Levantamento Exploratório – Reconhecimento de solos do Estado da Paraíba.** Rio de Janeiro.

BUOL, S. W., HOLE, F. D. AND MCCracken, R. J. (1989). **Soil Genesis and Classification.** Iowa State Univ. Press, Ames.

BURGOS, P., MADEJÓN, E., PÉREZ-DE-MORA, A., & CABRERA, F. (2006). Spatial variability of the chemical characteristics of a trace-element-contaminated soil before and after remediation. **Geoderma**, 130(1-2), 157–175. doi:10.1016/j.geoderma.2005.01.016.

CAMBARDELLA, C.A.; MOORMAN, T.B.; NOVAK, J.M.; PARKIN, T.B.; KARLEN, D.L.; TURCO, R.F.; KONOPKA, A. (1994). Field scale variability of soil properties in Central Iowa soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.58:1501-1511pp.

CHANG, R., FU, B., LIU, G., WANG, S., & YAO, X. (2012). The effects of afforestation on soil organic and inorganic carbon: A case study of the Loess Plateau of China. **CATENA**, 95, 145–152. doi:10.1016/j.catena.2012.02.012.

CHAVES, L. H. G.; CHAVES, I. B.; VASCONCELOS, A. C. F. (2000). **Salinidade das águas superficiais e suas relações com a natureza dos solos na Bacia Escola do açude Namorados**. Campina Grande: BNB/UFPB, 54p.

CHEN, J. YAO, S. YUAN, Q. DU, D. XUE. G. (2017). **Checks and balances: A tripartite public keyrastructure for secure web-based connections**. IEEE INFOCOM 2017 - IEEE Conference on Computer Communications , 2017, pp. 1-9, doi: 10.1109 / INFOCOM.2017.8057201.

CHURCHMAN, G.J., 2018. Game changer in soil science: functional role of clay minerals in soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 181, 99–103.

CPRM/PRODEEM. (2005). **Serviço Geológico do Brasil Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea**. Diagnóstico do município de São João do Cariri, estado da Paraíba/ Organizado [por] João de Castro Mascarenhas, Breno Augusto Beltrão, Luiz Carlos de Souza Junior, Franklin de Moraes, Vanildo Almeida Mendes, Jorge Luiz Fortunato de Miranda. Recife: CPRM/PRODEEM.

CRUZ, E. A.; MOREIRA, G. R.; PAULA, M. O.; OLIVEIRA, A. C. M. (2012). Coeficiente de variação como medida de precisão em experimentos com tomate em ambiente protegido. **Enciclopédia Biosfera**.8:14:220-233.

CUI M, CALDWELL MM (1997) A large ephemeral release of nitrogen upon wetting of dry soil and corresponding root responses in the field. **Plant Soil** 191:291–299.

DAY, T.A., GUENON, R., RUHLAND, C.T., 2015. Photodegradation of plant litter in the Sonoran Desert varies by litter type and age. **Soil Biol. Biochem.** 89, 109–122.

DAY, T.A., ZHANG, E.T., RUHLAND, C.T., 2007. Exposure to solar UV-B radiation accelerates mass and lignin loss of *Larrea tridentata* litter in the Sonoran Desert. **Plant Ecol.** 193, 185–194.

DREGNE, H. E. (1976). SOILS OS ARID REGIONS. **Elsevier, Developments in Soil Science**, Vol. 6, pp. 1-237.

EMBRAPA. (2018). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos** / Humberto Gonçalves dos Santos ... [et al.]. – 5. Ed., Brasília, DF: Embrapa.

ESWARAN, H., VAN DEN BERG, E., & REICH, P. (1993). **Organic Carbon in Soils of the World**. *Soil Science Society of America Journal*, 57(1), 192. Doi:10.2136/sssaj1993.0361599500570001003.

FONTAINE, S., MARIOTTI, A., & ABBADIE, L. (2003). The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? **Soil Biology and Biochemistry**, 35(6), 837–843. doi:10.1016/s0038-0717(03)00123-8.

GABARRO´N-GALEOTE, M.A., TRIGALET, S., VAN WESEMAEL, B., 2015. Effect of land abandonment on soil organic carbon fractions along a Mediterranean precipitation gradient. **Geoderma** 249–250, 69–78.

GALLO, M. E., PORRAS-ALFARO, A., ODENBACH, K. J., & SINSABAUGH, R. L. (2009). Photoacceleration of plant litter decomposition in an arid environment. **Soil Biology and Biochemistry**, 41(7), 1433–1441. doi:10.1016/j.soilbio.2009.03.025.

GAMMA DESIGN SOFTWARE. (2004) **Geostatistics for the environmental sciences** (version 7.0 for windows). Michigan: 1 CD.

GARIGLIO, M.A., SAMPAIO, E.V.S.B., CESTARO, L.A., KAGEYAMA, P.Y. (2010). **Uso Sustentável e Conservação Dos Recursos Florestais Da CAATINGA**. Serviço Florestal Brasileiro – SFB.

GHOLZ, H. L., WEDIN, D. A., SMITHERMAN, S. M., HARMON, M. E., & PARTON, W. J. (2000). Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. **Global Change Biology**, 6(7), 751–765. doi:10.1046/j.1365-2486.2000.00349.x.

GOLDEN SOFTWARE INC. (1999). (Golden, Estados Unidos). **Surfer for windows: relese 7.0, contouring and 3D surface mapping for scientist's engineers user's guide**. 619p.

GULDE, S., CHUNG, H., AMELUNG, W., CHANG, C., SIX, J., 2008. Soil carbon saturation controls labile and stable carbon pool dynamics. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 72, 605.

GUO, L. B., & GIFFORD, R. M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. **Global Change Biology**, 8(4), 345–360. Doi:10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x.
HAZELTON, P. A. MURPHY, B. W. (2016). Interpreting soil test results : what do all the numbers mean? / **Pam Hazelton and Brian Murphy**. Third edition. 221p.

HUANG, G., ZHAO, H., & LI, Y. (2017). Litter decomposition in hyper-arid deserts: Photodegradation is still important. **Science of The Total Environment**, 601-602, 784–792. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.05.213.

HUIJBREGTS, C.J. (1975). Regionalized variables and quantitative analysis of spatial data. In.: Davis, J.C.; Mc Cullagh, M.J. (eds). Display and analysis of spatial data. New York: **John Wiley**. 38-53pp.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. (2012). **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos**. Rio de janeiro: IBGE- Diretoria de Geociências, 271p.

IPCC- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. (2013). Climate change 2013: the physical science basis. In: STOCKER, T.F., QIN, D., PLATTNER, G.-K., TIGNOR, M., ALLEN, S.K., BOSCHUNG, J., NAUELS, A., XIA, Y., BEX, V., MIDGLEY, P.M. **Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

- JESUS, K. N DE. ALBUQUERQUE, E. R. G. DE. SÁ, E. V. DE. SAMPAIO, B. SALES, A. (2019). Estoques de carbono em solos de Pernambuco, **Brasil. Revista Brasileira de Geografia Física** v.12, n.03, 714-721.
- JOBÁGY, E.G. JACKSON, R.B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation *Ecol. Appl.*, 10, pp. 423-436.
- KERRY, R., & OLIVER, M. A. (2007). Comparing sampling needs for variograms of soil properties computed by the method of moments and residual maximum likelihood. **Geoderma**, 140(4), 383–396. doi:10.1016/j.geoderma.2007.04.019.
- KEYS TO SOIL TAXONOMY: SOIL SURVEY STAFF. (2014). United States Department of Agriculture. **Natural Resources Conservation Service Twelfth Edition.**
- KING, J.Y., BRANDT, L.A., ADAIR, E.C., 2012. Shedding light on plant litter decomposition: advances, implications and new directions in understanding the role of photodegradation. **Biogeochemistry** 111, 57–81.
- KUZYAKOV, Y. (2010). Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**, 42(9), 1363–1371. doi:10.1016/j.soilbio.2010.04.003
- LAL, R. (2011). **Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems**. 36(supp-S1), 0–0. doi:10.1016/j.foodpol.2010.12.001.
- LAVELLE P., BIGNELL D., LEPAGE M., WOLTERS V., ROGER PIERRE-ARMAND, INESON P., HEAL O.W., DHILLION S. (1997). Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology*, 33 (4), p. 159-193. **Biodiversity of Soil Biota and Soil Function: SCOPE/GCTE Meeting, Paris (FRA)**, 1996/05. ISSN 1164-5563.
- LI, X., MCCARTY, G. W., KARLEN, D. L., & CAMBARDELLA, C. A. (2018). Topographic metric predictions of soil redistribution and organic carbon in Iowa cropland fields. **CATENA**, 160, 222–232. doi:10.1016/j.catena.2017.09.026.
- LUCKE, BERNHARD & NIKOLSKII, IOURII & BÄUMLER, RUPERT. (2013). **Soils in Arid and Semiarid Regions: The Past as Key for the Future**. 10.1007/978-94-007-5332-7_13.
- MASCIANDARO, G., MACCI, C., PERUZZI, E., & DONI, S. (2018). Soil Carbon in the World: Ecosystem Services Linked to Soil Carbon in Forest and Agricultural Soils. **The Future of Soil Carbon**, 1–38. doi:10.1016/b978-0-12-811687-6.00001-8.
- MEDEIROS, B. M. (2018). **Atualização Da Classificação Do Mapa De Solos Da Paraíba**. 38 f. Monografia (Graduação em agronomia) – Universidade Federal da Paraíba, Areia.
- MENEZES, R. S. C. SALES, A. T. PRIMO, D. C. ALBUQUERQUE, E. R. G. M. DE. JESUS, K. N. PAREYN, F. G. C. SANTANA, M. DA S. SANTOS, U. J. MARTINS, J. C. R. ALTHOFF, T. D. NASCIMENTO, D. M DO. GOUVEIA, R. F. FERNANDES, M. M. LOUREIRO, D. C. et al. (2021). Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest, **Geoderma**, Volume 390, 114943, doi: doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114943.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. (2010). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 368p.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (2011). **Relatório técnico de monitoramento do desmatamento no bioma Caatinga, 2008 a 2009** MMA / IBAMA / CID, Brasília.

MOORHEAD, D. L., SINSABAUGH, R. L., LINKINS, A. E., & REYNOLDS, J. F. (1996). Decomposition processes: modelling approaches and applications. **Science of The Total Environment**, 183(1-2), 137–149. doi:10.1016/0048-9697(95)04974-6.

PANCOTTO, V.A., SALA, O.E., CABELLO, M., LOPEZ, N.I., ROBSON, T.M., BALLARE, C.L., CALDWELL, M.M., SCOPEL, A.L., 2003. Solar UV-B decreases decomposition in herbaceous plant litter in Tierra del Fuego, Argentina: potential role of an altered decomposer community. **Glob. Chang. Biol.** 9, 1465–1474.

PANCOTTO, V.A., SALA, O.E., ROBSON, T.M., CALDWELL, M.M., SCOPEL, A.L., 2005. Direct and indirect effects of solar ultraviolet-B radiation on long-term decomposition. **Glob. Chang. Biol.** 11, 1982–1989.

PARAÍBA (1978). **Governo do Estado. Secretaria de Agricultura e Abastecimento. Zoneamento Agropecuário do Estado da Paraíba**. Areia.

PATERSON, E., & SIM, A. (2013). Soil-specific response functions of organic matter mineralization to the availability of labile carbon. **Global Change Biology**, 19(5), 1562–1571. doi:10.1111/gcb.12140.

PATTON, N. R. et al. Lithology and coarse fraction adjusted bulk density estimates for determining total organic carbon stocks in dryland soils. **Geoderma**, n. 337, p. 844–852, 2019.

PAZ-GONZÁLEZ, A., VIEIRA, S., & TABOADA CASTRO, M. (2000). The effect of cultivation on the spatial variability of selected properties of an umbric horizon. **Geoderma**, 97(3-4), 273–292. doi:10.1016/S0016-7061(00)00066-5.

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

PEREIRA, P., BOGUNOVIC, I., MUÑOZ-ROJAS, M., & BREVIK, E. C. (2018). Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, 5, 7–13. doi:10.1016/j.coesh.2017.12.003.

PÉREZ, D. V., SIMÃO, S. M. E SALATINO, A. (1998). Identificação e Caracterização da Repelência à Água em Alguns Solos Brasileiros. **R. Bras. Ci. Solo**, 22:197-207.

PIMENTEL-GOMES, F. (1985). **Curso de Estatística Experimental**. 12. ed. Piracicaba: Livraria Nobel, 467p.

PMFA- Plano de Manejo da fazenda Almas. (2015). **Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Almas**. Recife, PE, 87p.

POST, W. M., EMANUEL, W. R., ZINKE, P. J., & STANGENBERGER, A. G. (1982). Soil carbon pools and world life zones. **Nature**, 298 (5870), 156–159. Doi:10.1038/298156a0.

POULADI, N., MØLLER, A. B., TABATABAI, S., & GREVE, M. H. (2019). Mapping soil organic matter contents at field level with Cubist, Random Forest and kriging. **Geoderma**, 342, 85–92. doi:10.1016/j.geoderma.2019.02.019.

PRIBYL, D. W. (2010). A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. **Geoderma**, 156(3-4), 75–83. Doi:10.1016/j.geoderma.2010.02.003.

QIN, Y., YI, S., DING, Y., ZHANG, W., QIN, Y., CHEN, J., & WANG, Z. (2019). Effect of plateau pika disturbance and patchiness on ecosystem carbon emissions in alpine meadow in the northeastern part of Qinghai–Tibetan Plateau. **Biogeosciences**, 16(6), 1097–1109. doi:10.5194/bg-16-1097-2019.

R CORE TEAM (2015), R: A language and environment for statistical computing, R **Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria, URL <https://www.R-project.org/>.

RAZANAMALALA, K., RAZAFIMBELO, T., MARON, P.-A., RANJARD, L., CHEMIDLIN, N., LELIÈVRE, M., ... BERNARD, L. (2017). Soil microbial diversity drives the priming effect along climate gradients: a case study in Madagascar. **The ISME Journal**, 12(2), 451–462. doi:10.1038/ismej.2017.178.

REZAEI, S. A. & GILKES, R. J. (2005). The effects of landscape attributes and plant community on soil chemical properties in rangelands. **Geoderma**. 125: 167–176.

ROBERTSON, B. A., & DORAN, P. J. (2013). Biofuels and Biodiversity: The Implications of Energy Sprawl. **Encyclopedia of Biodiversity**, 528–539. Doi:10.1016/b978-0-12-384719-5.00341-5.

SANTANA, D. S., M., DE SÁ BARRETTO SAMPAIO, E. V., GIONGO, V., MENEZES, R. S. C., DE JESUS, K. N., DE ALBUQUERQUE, E. R. G. M., ... PRIMO, D. C. (2019). Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. **Geoderma Regional**, e00205. doi:10.1016/j.geodrs.2019.e00205.

SANTOS, E.J.; FERREIRA, C.A.; SILVA JR., J.M.F. (2002). (Org.). **Geologia e recursos minerais do Estado da Paraíba**. Recife: CPRM, 142p.

SANTOS, R. D., LEMOS, R. C., SANTOS, H. G., KER, J. C., ANJOS, L. H. C., SHIMIZU, S. H. (2015). Manual de descrição e coleta de solo no campo. 7ª ed. Viçosa, MG: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**. 101 p. SAS INSTITUTE INC. SAS/STAT® 2016 University Edition, User's Guide. Cary, NC: SAS Institute Inc.

SCHEU, S., & PARKINSON, D. (1994). Effects of earthworms on nutrient dynamics, carbon turnover and microorganisms in soils from cool temperate forests of the Canadian Rocky Mountains — laboratory studies. **Applied Soil Ecology**, 1(2), 113–125. doi:10.1016/0929-1393(94)90031-0.

- SCHLESINGER, W. H. (1990). Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. **Nature**, 348(6298), 232–234. Doi:10.1038/348232a0.
- SCHOENEBERGER, P. J. D. A., WYSOCKI, E.C. (2012). Benham, and Soil Survey Staff. Field book for describing and sampling soils, Version 3.0. Natural Resources Conservation Service, **National Soil Survey Center**, Lincoln, NE. 297p.
- SILVA, J. M. C. TABARELLI, M. TAVARES, M. VANUCCI, L. (2004). **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação Brasília**, Ministério do Meio Ambiente.
- SILVA, J. V. C. DE L DA. FERRIS, H. CARES, J. E. ESTEVES, A. M. (2021). Effect of land use and seasonality on nematode faunal structure and ecosystem functions in the Caatinga dry forest, **European Journal of Soil Biology**, 103. doi: 10.1016/j.ejsobi.2021.103296.
- SILVA, S. Y. A. M. (2021). **Regime hídrico e térmico de neossolos do Semiárido paraibano**. Areia-PB: UFPB, 56p. (Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo).
- SILVER, W. L., OSTERTAG, R., & LUGO, A. E. (2000). The Potential for Carbon Sequestration Through Reforestation of Abandoned Tropical Agricultural and Pasture Lands. **Restoration Ecology**, 8(4), 394–407. doi:10.1046/j.1526-100x.2000.80054.x.
- SIMBAHAN, G. C., DOBERMANN, A., GOOVAERTS, P., PING, J., & HADDIX, M. L. (2006). Fine-resolution mapping of soil organic carbon based on multivariate secondary data. **Geoderma**, 132(3-4), 471–489. doi:10.1016/j.geoderma.2005.07.001.
- SNEDECOR, G. W.; COCHRAN, W. S. (1980). **Statistical methods**. 7.ed. Ames: Iowa State University Press, 550p.
- SOUTO, P. C. (2016). **Acumulação e decomposição da serapilheira e distribuição de organismos edáficos em área de Caatinga na Paraíba**, Brasil. 161 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal da Paraíba, Areia.
- TEIXEIRA, P. C., Donagemma, G. K., Fontana, A., Teixeira, W. G. (2017). Manual de métodos de análise de solo. **EMBRAPA**. 3. Ed. Brasília, 573 p.
- TIESSEN, H., STEWART, J.W.B., 1983. Particle-size fractions and their use in studies of soil organic matter: II. Cultivation effects on organic matter composition in size fractions. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 47, 509–514.
- TRIVEDI, P., SINGH, B. P., & SINGH, B. K. (2018). Soil Carbon. **Soil Carbon Storage**, 1–28. Doi:10.1016/b978-0-12-812766-7.00001-9.
- VELDKAMP, E. (1994). Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v.58, p.175-180.
- VERHEYE, WILLY. (2009). Soils of arid and semi-arid areas. **Land Use Land Cover and Soil Sciences**. 7.

- VIEIRA, S. R. Dechen, S. C. F. Siqueira, G. M. Dufranc, G. (2011). **Variabilidade espacial de atributos físicos e químicos relacionados com o estado de agregação de dois Latossolos cultivados no sistema de semeadura direta**. Bragantia, Campinas, v. 70, n. 1, p.185-195.
- VIEIRA, S. R. Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo. In: Novais, P.F.; Alvarez, V.H.; Schaefer, C.E.G.R. (2000). Tópicos em ciência do solo, Viçosa: **SBCS**, v.1:1-54pp.
- VILLARINO, S. H., STUDDERT, G. A., & LATERRA, P. (2019). How does soil organic carbon mediate trade-offs between ecosystem services and agricultural production? **Ecological Indicators**, 103, 280–288. Doi:10.1016/j.ecolind.2019.04.027.
- VON LÜTZOW, M., KÖGEL-KNABNER, I., EKSCHMITT, K., MATZNER, E., GUGGENBERGER, G., MARSCHNER, B. (2006). Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions: a review. **Eur. J. Soil Sci.** 57, 426–445.
- WALLIS, M. G., HORNE, D. J., AND PALMER, A. S. (1993). Water Repellency in a New Zealand Development Sequence of Yellow Brown Sands. **Soil Res.** 31, 641–654. doi:10.1071/SR9930641.
- WANG, J., FU, B., YANG, Q. AND CHEN, L. (2001). Soil nutrients in relation to land use and landscape position in the semi-arid small catchment on the loess plateau in China. **J. Arid Environ.** 48: 537–550.
- WHITFORD, W. G., MEENTEMEYER, V., SEASTEDT, T. R., CROMACK, K., CROSSLEY, D. A., SANTOS, P., ... WAIDE, J. B. (1981). Exceptions to the AET Model: Deserts and Clear-Cut Forest. **Ecology**, 62(1), 275–277. doi:10.2307/1936687.
- WIESMEIER, M., URBANSKI, L., HOBLEY, E., LANG, B., VON LÜTZOW, M., MARIN-SPIOTTA, E., ... KÖGEL-KNABNER, I. (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. **Geoderma**, 333, 149–162. doi:10.1016/j.geoderma.2018.07.026.
- WILKINSON, M.T., RICHARDS, P.J., HUMPHREYS, G.S. (2009). Breaking ground: pedological, geological, and ecological implications of soil bioturbation. **Earth-Science Reviews**, 97: 254-269.
- WILSON, M. C., & SMITH, A. T. (2014). The pika and the watershed: The impact of small mammal poisoning on the ecohydrology of the Qinghai-Tibetan Plateau. **AMBIO**, 44(1), 16–22. doi:10.1007/s13280-014-0568-x.
- WRIGHT, S. J. (2010). The future of tropical forests. **Annals of the New York Academy of Sciences**, 1195(1), 1–27. doi:10.1111/j.1749-6632.2010.05455.x.
- YAMAMOTO, J. K. (2013). **Geoestatística: conceitos + aplicações** / Jorge Kazuo Yamamoto, Paulo M. Barbosa Landim. --São Paulo : Oficina de Textos. ISBN 978-85-7975-077-9.

YAMAMOTO, J.K., & LANDIM, P.M.B. (2015). **Geoestatística: conceitos e aplicações**. Oficina de Textos. 215p.

YU, C., ZHANG, J., PANG, X. P., WANG, Q., ZHOU, Y. P., & GUO, Z. G. (2017). Soil disturbance and disturbance intensity: Response of soil nutrient concentrations of alpine meadow to plateau pika bioturbation in the Qinghai-Tibetan Plateau, China. **Geoderma**, 307, 98–106. doi:10.1016/j.geoderma.2017.07.041.

ZHAO, J., TIAN, L., WEI, H. et al. (2021). Impact of plateau pika (*Ochotona curzoniae*) burrowing-induced microtopography on ecosystem respiration of the alpine meadow and steppe on the Tibetan plateau. **Plant Soil** 458, 217–230). <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04122-w>.

CAPÍTULO II
SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DE RETENÇÃO DA ÁGUA EM SOLOS EM
DIFERENTES ESTADO DE CONSERVAÇÃO NA CAATINGA

CAPÍTULO II

Batista, R. F. **Serviços ecossistêmicos de retenção da água em solos em diferentes estados de conservação na Caatinga**. Areia-PB: UFPB, 2023. (Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo). Orientador: Raphael Moreira Beirigo. Coorientadora: Thalita Campos Oliveira

RESUMO

Nas regiões de terras secas a água é o principal recurso limitante a sobrevivência e manutenção dos ecossistemas naturais e produtivos. O aumento desse recurso nessas regiões afeta diretamente a valoração econômica dos bens e serviços gerados pelos solos, podem desencadear novas possibilidades para os que dele dependem. Para isso, há a necessidade de pesquisas para garantir a segurança hídrica e alimentar, que contemplem os diversos serviços ecossistêmicos do solo. O objetivo desse estudo foi avaliar a retenção da água no solo e sua relação com os serviços ecossistêmicos de suporte, regulação e provisionamento em diferentes tipos e usos do solo em terras secas. Foram escolhidas três áreas com diferentes usos e cobertura do solo, sendo elas a Fazenda São Paulo dos Dantas (FASP), com uma complexidade vegetativa intermediária por ser um mosaico composto por florestas e matas (60%) e áreas agrícolas (40%), a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), com alta complexidade, com 90% de sua área coberta por florestas e matas e a área localizada em São João do Cariri (SJC), com baixa complexidade, pois a maior parte (75%) está coberta por solos degradados. A avaliação foi realizada em uma malha amostral com 25 pontos em cada área, seguindo a mesma distância, em um total de 75 pontos, totalizando 225 amostras indeformadas. Em cada ponto foram abertas trincheiras e coletado amostras em 0-10, 10-20 e 20-30 cm. Foram realizadas análises granulométricas, densidade do solo, densidade de partículas, porosidade total, classes de poros, MO e carbono orgânico do solo (COS). Os dados foram submetidos ao teste de média de Tukey a 5% e análise de componentes principais (ACP). O conteúdo de água foi estimado através de funções de pedotransferência e criado a curva de retenção de água (CRA) no solo. Os resultados apostam que o conteúdo de argila foi maior nas áreas de SJC e FASP em todas as profundidades, diferindo estatisticamente ($p < 0,05$) da RPPN. A densidade de partícula e porosidade total foram maiores na área da FASP em todas as profundidades estudadas. Contudo, a estimativa da função de pedotransferência não teve resultados condizentes para as curvas de retenção de água no solo, com os atributos físicos das áreas, onde SJC resultou em ter condições de reter maiores quantidades de água em todos os potenciais matriciais em até 30 cm de profundidade, sendo que FASP, apresenta características para armazenar maiores quantidades de água em seus solos, por tanto, é a área com maior fornecimento de serviços ecossistêmicos serviços de suporte, provisionamento e regulação.

Palavras-chave: terras secas; florestas secas; caatinga; monitoramento ambiental.

ABSTRACT

In dryland regions, water is the main limiting resource for the survival and maintenance of natural and productive ecosystems. The increase in this resource in these regions affects directly the economic valuation of goods and services generated by the soil, and can initiate new possibilities for those who depend on it. For this, there is a need for research to ensure water and food security, which include the various ecosystem services of the soil. The objective of this study was to evaluate soil water retention and its relationship with supporting, regulating and provisioning ecosystem services in different land types and uses in drylands. Three areas with different uses and land cover were chosen, namely Fazenda São Paulo dos Dantas (FASP), with an intermediate vegetative complexity as it is a mosaic composed of forests and woods (60%) and agricultural areas (40%). the Private Natural Heritage Reserve (RPPN), with high complexity, with 90% of its area covered by forests and woods and the area located in São João do Cariri (SJC), with low complexity, since most of it (75%) is covered by degraded soils. The evaluation was performed in a sampling grid with 25 points in each area, following the same distance, in a total of 75 points, totaling 225 undisturbed samples. At each point trenches were opened and samples were collected at 0-10, 10-20 and 20-30 cm. Granulometric analysis, soil density, particle density, total porosity, pore classes, OM and soil organic carbon (COS) were performed. The data were submitted to the Tukey mean test at 5% and principal component analysis (PCA). The water content was estimated through pedotransfer functions and created the water retention curve (WRC) in the soil. The results point that the clay content was higher in the SJC and FASP areas at all depths, statistically differing ($p < 0.05$) from the RPPN. Particle density and total porosity were higher in the FASP area at all studied depths. However, the estimation of the petrotransference function did not have consistent results with the soil water retention curves, with the physical attributes of the areas, where SJC resulted in being able to retain greater amounts of water in all matrix potentials up to 30 cm. of depth, and FASP has characteristics to store larger amounts of water in its soils, therefore, it is the area with the greatest supply of ecosystem services, support services, provisioning and regulation.

Key words: dry lands; dry forests; caatinga; environmental monitoring.

1. INTRODUÇÃO

As terras secas (TS) no Brasil são caracterizadas pela alta evapotranspiração potencial que excede a média anual da precipitação, temperatura relativamente alta e radiação solar intensa, resultando em recursos hídricos limitados, alta variabilidade interanual de chuvas, baixa produção primária e alta vulnerabilidade às mudanças ambientais (Sala e Lauenroth, 1982; Loik et al., 2004; Reynolds et al., 2004; Safriel et al., 2005; Schimel, 2010; D'Odorico e Bhattachan, 2012),

O solo armazena e fornece água e nutrientes para o desenvolvimento e crescimento das plantas, assim como controla funções importantes nos ecossistemas, tais como a capacidade de filtrar e regular o fluxo da água na paisagem e transformar e degradar materiais orgânicos e inorgânicos. Em adição, contribui para a atividade biológica, que são essenciais para o crescimento das plantas e ciclagem de nutrientes na superfície da terra (Van Straaten, 2007; Dominati et al., 2010).

Em TS os solos são caracterizados por baixos teores de água e, conseqüentemente, baixa percolação e lixiviação dependendo do uso da terra e da textura do solo (Brady e Weil, 1996; Famiglietti et al., 1998; O'Geen et al., 2010; Sun et al., 2015). Contudo, a escassez de água afeta os meios de subsistência e segurança alimentar, uma vez que a maior parte da água disponível advém da chuva durante ou das águas subterrâneas (Abdalla et al., 2017).

Nas TS, os eventos de chuvas ativam os recursos biológicos, aumentam a disponibilidade de nutrientes do solo e biomassa vegetal (Schwinning e Sala, 2004). Porém, a água do solo depende de suas propriedades, que atuam em sua retenção e condução. A estrutura, porosidade, textura, mineralogia e matéria orgânica (MO) são as principais propriedades do solo que governam o seu funcionamento e a direcionam ao manejo adequado (Rawls et al., 2003; Mei et al., 2019).

A retenção da água no solo está relacionada às características biofísicas do solo, que fornece serviços ecossistêmicos (SE) de regulação no abastecimento da água (O' Geen, 2013), controle hidrológico e regulação do clima; provisionamento para fornecimento de água; e suporte como ciclagem da água (Jónsson e Davíðsdóttir, 2016). Tais serviços estão relacionados com as bacias dos rios, por meio da purificação e retenção da água (Grizzetti, et al., 2016), necessária para a disponibilidade para as plantas, infiltração, drenagem, condutividade hidráulica, irrigação, estresse hídrico nas plantas e movimento de solutos (Kern, 1995).

A retenção e o movimento da água no solo são mensurados pela energia potencial em que a água se encontra, avaliada através da curva de retenção de água no solo (CRA) que descreve

a relação entre o conteúdo de água no solo e o potencial matricial onde as forças de adsorção e capilaridade atuam no estado de energia da água (Huang e Zhang, 2005; Brady e Weil, 2013).

A curva de retenção de água no solo (CRA) pode ser estimada pela função de equações de pedotransferência (FPT), que são modelos matemáticos utilizados para calcular a condutividade hidráulica e retenção de água do solo (Van Genuchten, 1980), por meio de parâmetros de equação analítica (Khlosi et al., 2013), a partir de outras propriedades do solo de mais fácil mensuração (McBratney et al. 2002).

A cobertura do solo influencia no balanço hídrico através da evapotranspiração potencial e escoamento superficial e drenagem profunda (Silva et al., 2018). Essa interação da água com o solo determina importantes fluxos de aporte e perdas de água (Weil e Brady, 2017). A abordagem NEXUS visa conectar vários serviços ecossistêmicos garantindo segurança hídrica na região onde são registrados os menores índices pluviométricos, responsável por serviços ecossistêmicos como manutenção e armazenamento de água, que governam o armazenamento, redistribuição, disponibilidade e evaporação potencial da água no solo com influência nas funções ecológicas dos ecossistemas terrestres (Yang et al., 2014).

Nesta perspectiva, esse trabalho tem como objetivo geral avaliar a retenção da água no solo e sua relação com os serviços ecossistêmicos de suporte, regulação e provisionamento em diferentes fitofisionomias de terras secas. Em específico, busca (i) determinar os atributos físicos relacionados à retenção de água no solo; (ii) determinar a curva de retenção de água no solo em diferentes potenciais, e; (iii) relacionar os serviços ecossistêmicos do solo de suporte, regulação e provisionamento com a retenção de água no solo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização das Áreas de Estudo

No Cariri Paraibano, uma das regiões mais secas do Brasil, localizado na mesorregião da Borborema no Estado da Paraíba, o clima é do tipo BSh-semiárido quente segundo a classificação de Köppen, com precipitação anual média de 410 a 656 mm, com mais de 60% desta concentra-se nos meses de fevereiro, março e abril, com temperaturas que variam entre média mínima de 20,5 °C e máxima de 24,9 °C (Alvares et al., 2013).

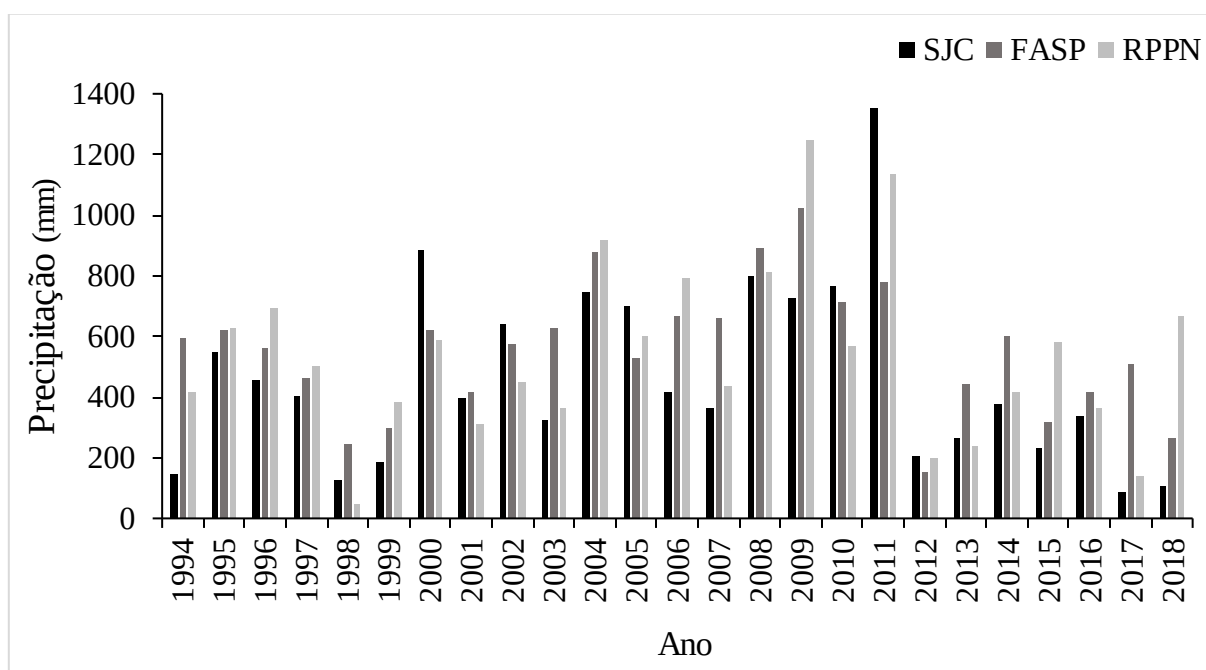


Figura 12. Série histórica anual da precipitação das áreas de estudo. SJC: São João do Cariri; RPPN: Reserva Particular do patrimônio Natural; FASP: Fazenda São Paulo dos Dantas.

A vegetação é do tipo Savana-Estépica, com ocorrência da vegetação arbustiva-lenhosa aberta, espinhosas e decíduais. As três principais fitofisionomias são Savana-Estépica Florestada, com vegetação florestal associada às matas ciliares nas drenagens principais, caracterizada por árvores com altura média de 5,0 metros (máximo de 13,5 metros); Savana-Estépica Arborizada vegetação arbórea, com a fitofisionomia natural mais comum na região, caracterizada por árvores com altura 3,6 metros (máximo 5,0 metros); Savana-Estépica Arborizada vegetação arbustiva, com maior presença de cactáceas e ocorrência de afloramentos rochosos (IBGE, 2012; Araújo et al., 2021).

Os solos predominantes destas regiões são caracterizados como eutróficos, rasos a pouco profundos, textura arenosa nos horizontes superficiais, baixos teores de carbono que variam de altos e baixos, baixa capacidade de retenção de água e associados à alta evapotranspiração

potencial (BRASIL, 1972; PARAÍBA, 1978; MMA, 2010; Araújo et al., 2021; Macedo et al., 2021).

Para representar a variação do COS no Cariri paraibano, foram escolhidas três áreas com diferentes tipos de solo, topografia e uso do solo (Figura 3). A primeira área está localizada na Fazenda São Paulo dos Dantas (FASP), situada no Município da Prata (PB) (07° 41' 27" S e 37° 04' 49" W) com altitude média de 611 m. Essa área apresenta uma complexidade vegetativa intermediária por ser um mosaico composto por florestas e matas (60%) e áreas agrícolas (40%), onde a biomassa natural acima do solo na área florestal é de 65,8 Gcal (Araújo et al., 2021).

A formação geológica é composta por rochas com predominância de basalto, granitóide, ortogneisse e migmatito, gnaiss, mármore, quartzito e intercalações de metamáfica (CPRM, 2005). Os solos são predominantes das classes dos Neossolos Líticos, Neossolos Regolíticos, Luvisolos Crômicos e Planossolos Hálicos (BRASIL, 1972; PARAÍBA, 1978; Medeiros, 2018).

A segunda área está localizada na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), conhecida como Fazenda Almas, localizadas nos municípios de Sumé e São José dos Cordeiros, microrregião do Cariri ocidental na Paraíba, entre as coordenadas geográficas 7° 28' 45" S e 36° 54' 18" W e a altitude entre 580 e 740 m.

A RPPN era utilizada até a década de 1970 para atividades agropastoris, com vastas áreas de produção de algodão e criação bovina. Atualmente é uma área que apresenta alta complexidade, pois possui 90% de sua área coberta por florestas e matas com biomassa natural de 65,8 Gcal (Araújo et al., 2021). O relevo varia de ondulado a forte ondulado com ocorrência de serras. A formação geológica é composta por rochas do embasamento cristalino do Pré-Cambriano, com predomínio de granitos, gnaisses e migmatitos com feições geomorfológicas (Santos et al., 2002; PMFA, 2015). Os solos predominantes são Neossolos Regolíticos, Neossolos Líticos, Luvisolos Crômicos associados a afloramentos rochosos e Planossolos Hálicos (PMFA, 2015). A área apresenta regime hídrico árido e térmico hipertérmico (Silva, 2021). Os efluxo de CO₂ variam em épocas do ano, com picos mínimos entre novembro a fevereiro e pico máximo no mês de março, apresentando 123,11 mg CO₂ m⁻² h⁻¹ (Alves, 2019).

A terceira área está localizada na Estação Experimental (EESJC) da Universidade Federal da Paraíba (UFPB) com 384 hectares localizada no município São João do Cariri-PB, inserida na Mesorregião da Borborema e Microrregião do Cariri Oriental, na Superfície Aplainada do

Planalto da Borborema (7° 22' 45,1" S, 36° 31' 47,2" W; 485 m). Essa área possui baixa complexidade, pois a maior parte (75%) está coberta por solos degradados, com biomassa natural de 42,6 Gcal onde encontram-se florestas arborizadas/ arbustivas (Araújo et al., 2021). A geologia é composta por complexo Serra de Jabiatá: ortogneise e migmatito tonalítico-granodiorítico e Complexo Sertânia: gnaise, mármore, quartzito, metavulcânica máfica (CPRM/PRODEEM, 2005). Os principais tipos de solos são Luvisolos Crômicos Vérticos, Vertissolos e Neossolos Líticos (Chaves, Chaves, Vasconcelos, 2000).

2.2.Amostragem

Os pontos foram selecionados pela análise das diferentes fitofisionomias das áreas, onde FASP representa área com vegetação primária, RPPN vegetação secundária e SJC solos degradados, com coletas em diferentes posições da paisagem, no ano de 2018 nos meses de setembro e agosto. A avaliação da variabilidade espacial foi realizada em uma malha amostral com pontos seguindo a mesma distância, 250 por 250 m (10 ha), caracterizando-se como amostragem regular (Figura 6).

SJC					RPPN					FASP				
TC	TC	TC	TC	TC	RR	RR	RR	TC	TC	RL	RL	TC	TC	RL
TC	TC	TC	TC	TC	RR	RR	TC	TC	TC	RL	TC	TC	TC	TC
TC	TC	TC	TC	TC	RR	RR	TC	TC	TC	TC	TC	TC	TC	TC
TC	TC	TC	TC	TC	RR	RR	TC	TC	TC	TC	TC	TC	TC	TC
TC	TC	TC	TC	TC	RR	TC	RR	RR	TC	RL	TC	TC	TC	TC
TC - Luvisolo Crômico RR - Neossolo Regolito RL - Neossolo Litólico														

Figura 13. Malha amostral dos pontos selecionados das áreas de estudo e classes de solos. SJC: São João do Cariri; RPPN: Reserva Particular do patrimônio Natural; FASP: Fazenda São Paulo dos Dantas.

Em cada ponto georreferenciado da malha amostral foram abertas 25 trincheiras (perfis) e coletadas amostras deformadas e indeformadas nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm para análises físicas (granulometria, densidade do solo, densidade de partículas e porosidade total), MO e o carbono orgânico do solo (COS), em um total de 75 pontos, totalizando 225 amostras. Foram realizadas as descrições morfológicas de acordo com Santos et al. (2015) e Schoeneberger et al. (2012). As amostras foram secas ao ar, destorroadas, e a terra fina seca ao

ar (TFSA) passada em peneira de malha de 2 mm. Os solos foram classificados pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos 5ª edição (EMBRAPA, 2018) através das cores do solo e no Soil Taxonomy pelo Keys to Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2014).

2.3. Análises do Solo

2.3.1. Granulometria, densidade do solo, densidade de partículas e porosidade total

As análises granulométricas foram realizadas de acordo com Teixeira et al. (2017). A densidade do solo (D_s) foi calculada utilizando amostras indeformadas em anéis volumétricos do tipo Köppeck (100 cm³) e o método do torrão parafinado de acordo com metodologia descrita por Grossman e Reinsch (2002). Para determinar a densidade de partículas (D_p) foi utilizado o método do balão volumétrico como descrito na metodologia de Flint e Flint (2002). A porosidade total (P_t) foi calculada a partir da densidade de partículas e densidade do solo como também descrito por Flint e Flint (2002).

2.3.2. Matéria Orgânica e Carbono Orgânico do solo

A matéria orgânica do solo (MOS) foi determinada pelo método da mufla, utilizando-se 5 g de solo (TFSA) que foi previamente macerado e passado em peneira de 80 mesh. A MOS foi calculada seguindo metodologia proposta por Teixeira et al. (2017).

$$MOS = \frac{(M_s - M_r)}{M_s} \cdot 1000 \quad [1]$$

em que MOS representa a concentração de matéria orgânica do solo (g kg⁻¹), M_s massa do solo seco em estufa a 65 °C (g) e M_r massa do resíduo após mufla a 600 °C (g).

Com os valores obtidos da matéria orgânica do solo, o carbono orgânico do solo (COS) foi estimado pela metodologia baseada em Pribyl (2010) usando-se o fator de conversão $CO = MO/1,95$.

2.3.3. Curva Característica de Retenção de Água do Solo (CRA)

A CRA foi estimada utilizando o quarto nível da função de pedotransferência (FPT) de Tomasella et al. (2000). Essa FPT foi elaborada para solos brasileiros que apresentam propriedades de retenção de água variáveis devido às diferenças mineralógicas, estruturais e de intemperismo. As CRAs foram estimadas utilizando a média geral das características básicas do solo como granulometria (teores de argila, silte e as frações de areia) e COS dos 25 pontos

de cada área, para estimar os parâmetros hidráulicos de van Genuchten (1980) por ser a mais realista quando comparado com medições de laboratório e de campo (Eq. 2).

$$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{[1 + (\alpha |\Psi|)^n]^m} \quad [2]$$

sendo θ conteúdo de água do solo (cm cm^{-1}); θ_r conteúdo de água residual (cm cm^{-1}); θ_s conteúdo de água na saturação (cm cm^{-1}); Ψ potencial matricial (kPa); n e m ($m = 1 - 1/n$) são os parâmetros empíricos do modelo e α é um parâmetro expresso em kPa^{-1} .

As classes de poros foram obtidas a partir da CRA utilizando a relação entre o potencial matricial da água no solo e o raio do poro (Eq. 3). Os poros foram divididos como macroporos (0,08 - 5 mm), mesoporos (0,03 - 0,08 mm), microporos (0,005 - 0,03) e ultramicroporos (0,0001 - 0,005) seguindo a classificação de Brady e Weil (2013).

$$r = \frac{2\sigma}{\rho_a g h} \quad [3]$$

em que σ é a tensão superficial da água (N m^{-1}), ρ_a a densidade da água, g a aceleração da gravidade, r o raio do poro e h o potencial matricial da água no solo (m).

2.4. Análise estatística

Para avaliação das análises físicas foi utilizado o teste de média de Tukey a 5% de probabilidade como fator qualitativo pelo programa estatístico R (R Core Team, 2015). Para verificar a existência de inter-relações entre as propriedades físicas, MO e COS foi utilizado o método de análise de componentes principais (ACP) utilizando o programa R (R Core Team, 2015). O conteúdo de água dos diferentes potenciais matriciais foi estimado a partir de funções de pedotransferência e criado a curva de retenção de água no solo.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Propriedades dos solos

O teor de argila foi maior nas áreas de SJC e FASP em todas as profundidades, ambos diferindo estatisticamente ($p < 0,05$) da RPPN (Tabela 3). A classe de solo predominante nessas áreas é o Luvisolo Crômico, com 100 e 80% de abrangência, respectivamente. Na RPPN apenas 52% da área estudada corresponde a Luvisolos Crômicos. Esses Luvisolos apresentam teores mais elevados de argila (Câmara et al., 2021), tanto em superfície como em subsuperfície (horizonte B textural), o que explica os maiores teores de argila na SJC e FASP.

Os maiores teores de areia foram encontrados na RPPN e FASP pois nessas áreas predominam Neossolos de textura arenosa e pouco evoluídos pedogeneticamente (Weil e Brady, 2017), sendo 48% dos solos estudados de Neossolos Litólicos na RPPN e 20% de Neossolos Regolíticos na FASP.

Tabela 3. Granulometria e atributos do solo das áreas de estudo das três profundidades.

Área	Argila	Silte	Areia	CO	Ds	Dp	Pt
	g kg ⁻¹				g cm ⁻³		cm ³ cm ⁻³
0-10 cm							
SJC	229,7 a	113,9 a	656,4 b	10,85 b	1,66a	2,56b	0,35b
RPPN	118,4 b	88,9 b	792,7 a	14,30 b	1,55b	2,54b	0,39b
FASP	187,2 a	66,7 c	746,2 a	19,27 a	1,57ab	2,89a	0,46a
CV%	52,25	35,06	12,89	39,32	9,41	6,14	18,09
10-20 cm							
SJC	205,5 a	108,9 a	685,6 b	13,46 b	1,62	2,58b	0,37b
RPPN	116,5 b	68,3 b	794,4 a	10,89 b	1,55	2,49c	0,38b
FASP	166,8 ab	89,1 ab	764,8 a	17,63 a	1,54	2,90a	0,47a
CV%	50,62	36,12	11,68	38,04	9,69	4,09	14,3
20-30 cm							
SJC	146,8 a	117,0 a	736,1 b	13,85ab	1,65	2,61b	0,34b
RPPN	91,0 b	106,7 a	802,3 a	10,41 b	1,63	2,54b	0,36b
FASP	151,4 a	74,8 b	773,8 ab	16,21 a	1,58	2,90a	0,46a
CV%	52,6	39,16	9,98	38,04	8,35	3,74	13,69

Médias seguidas das mesmas letras nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. CV %: coeficiente de variação. SJC: São João do Cariri; FASP: Fazenda São Paulo dos Dantas; RPPN: Reserva Preservada do Patrimônio Natural, Fazenda Almas.

A Dp e a Pt foram maiores na área da FASP em todas as profundidades estudadas (Tabela 3). Valores semelhantes foram encontrados por Saraiva (2016) ao avaliar Luvisolos e

Neossolos Regolíticos no semiárido paraibano e por Corrêa et. al (2003) em Luvisolos do Sertão paraibano.

A média da Ds foi menor para a área da RPPN até 10 cm do solo, não deferindo ($p < 0,05$) da FASP. Em SJC grande parte do solo encontra-se compactado, com isso há aumento da Ds e, conseqüentemente, uma redução da Pt (Keller e Håkansson, 2010) (Tabela 3). Essa relação negativa é confirmada na ACP (Figuras 12A, B e C).

Contudo, os serviços ecossistêmicos do solo foram listados por Adhikari e Hartemink (2016) por meio de suas funções, sendo eles: regulação do fluxo de água, retenção de água, controle da erosão, sequestro de carbono, regulação dos gases de efeito estufa, regulação de pragas e doenças, fornecimento de alimentos e fibras, regulação do clima, polinização, conhecimento, educação, intemperismo, formação do solo e ciclo de nutrientes.

3.2. Análise dos componentes principais (ACP)

A ACP1 conteve a maior variância do conjunto total de dados em todas as profundidades estudadas, com a ACP2 contendo a menor variância total dos dados (Figura 13).

Pela ACP1 as variáveis CO, Pt e Dp discriminaram melhor a área de FASP, a separando de SJC e RPPN (Figura 13A). A interrelação entre o CO e a Pt neste grupo (Figura 13A) está ligado a proteção física da MOS por formação de agregados no solo, tendo papel importante na estabilização do carbono (Wiesmeier, et al., 2019).

Os macroagregados (partículas $> 250 \mu\text{m}$) fornecem pouca proteção para a MOS (Krull et al., 2003; Six et al., 2002, Six et al., 2004), já os microagregados (partículas $< 250 \mu\text{m}$) tem papel fundamental na estabilização da MOS a longo prazo (Totsche et al., 2017). A oclusão intra-agregada promove proteção física do C que também é expressa na perspectiva da rede de poros, regulando a disponibilidade de oxigênio, água e outros recursos para a decomposição de MO (Ananyeva et al., 2013; Kravchenko et al., 2015; Strong et al., 2004; Toosi et al., 2017).

Os poros de menor tamanho reduzem a acessibilidade aos decompositores, fornecendo proteção física para MO (Kravchenko et al., 2015; Negassa et al., 2015). O menor diâmetro das partículas promove um maior adensamento do solo, quando comparado a partículas de maior tamanho, resultando em maior número de microporos e porosidade total, com forte correlação positiva entre a Dp e Pt (Cardoso, et al., 2016).

A ACP1 teve relação negativa com as variáveis silteCO, Ds e argila, apontando que estas são menores para a área de FASP (Figura 13A). Já a área de SJC foi melhor discriminada pelas

variáveis silte, Ds e argila, mostrando que essa área contém maior quantidades desses atributos, e a RPPN sofrendo influência apenas da areia (Figura 13A)

A FASP por apresentar vegetação florestal contém o maior conteúdo de CO em até 30 cm (Figuras 13A, B, C e Tabela 3). Esses resultados corroboram prévios estudos que afirmam que o tipo de vegetação afeta o armazenamento de COS controlando a entrada e decomposição do C (Wiesmeier et al., 2019).

SJC tem 100% dos solos neste estudo classificados como Luvisolos que desenvolveram-se de rochas sedimentares e metamórficas, provavelmente ortogneisses e migmatitos (CPRM, 2005b) que possuem minerais primários com os maiores conteúdos de argila nas três profundidades estudadas em comparação as demais áreas (Figura 13A, B e C e Tabela 3).

O material de origem pode estar ligado a maiores quantidades de argila em SJC, e pode ter relação fraca com a baixa quantidade de CO, como mostrado em trabalhos anteriores feitos por Gray et al. (2009) que encontrou correlação fraca entre o material de origem e o COS em análise global a 4382 perfis de solo. No entanto para este trabalho acredita-se que o principal preditor do baixo conteúdo de CO em SJC comparado a FASP está fortemente relacionado a ausência de cobertura do solo, (Wiesmeier et al., 2019)

O comportamento das variáveis estudadas nas profundidades de 10 – 20 cm foi semelhante aos da profundidade de 0 – 10 cm (Figura 13B). Nota-se novamente que a área da FASP sofreu forte influência das variáveis Dp, Pt e CO, e SJC das variáveis silte, Ds e argila (Figura 13B).

Vários atributos do solo como textura, teor de MOS, porosidade, condutividade hidráulica e permeabilidade tem estreita relação com a Ds (Basso et al., 2011), sendo esta uma variável de atenção nos estudos de qualidade do solo.

As áreas novamente ficaram em posições distintas, como mostrado nas Figuras 13A e B, mostrando pouca semelhança entre si, onde na ACP1 é possível observar que os maiores valores de CO, Dp e Pt, foram para FASP, sendo estas as características físicas capazes de fornecer pelo solo os serviços de provisionamento, para produção de alimentos e fibras; serviços regulatórios, tais como redução a erosão do solo e escoamento da água, atenuação de poluentes tóxicos e regulação das mudanças climáticas; serviços de suporte, como manutenção da fertilidade e biodiversidade do solo, e. serviços culturais, como manutenção das culturas do passado, e preservação de vestígios arqueológicos (Banwart et al., 2014a, b; Trivedi et al., 2018).

Na ACP2 é perceptível que SJC foi melhor representada, e contém os maiores valores de silte e Ds e menor teor de areia (Figura 13C). A área RPPN, como nas demais profundidades, conteve o maior conteúdo de areia e menores conteúdo das demais variáveis estudadas (Figura 13C).

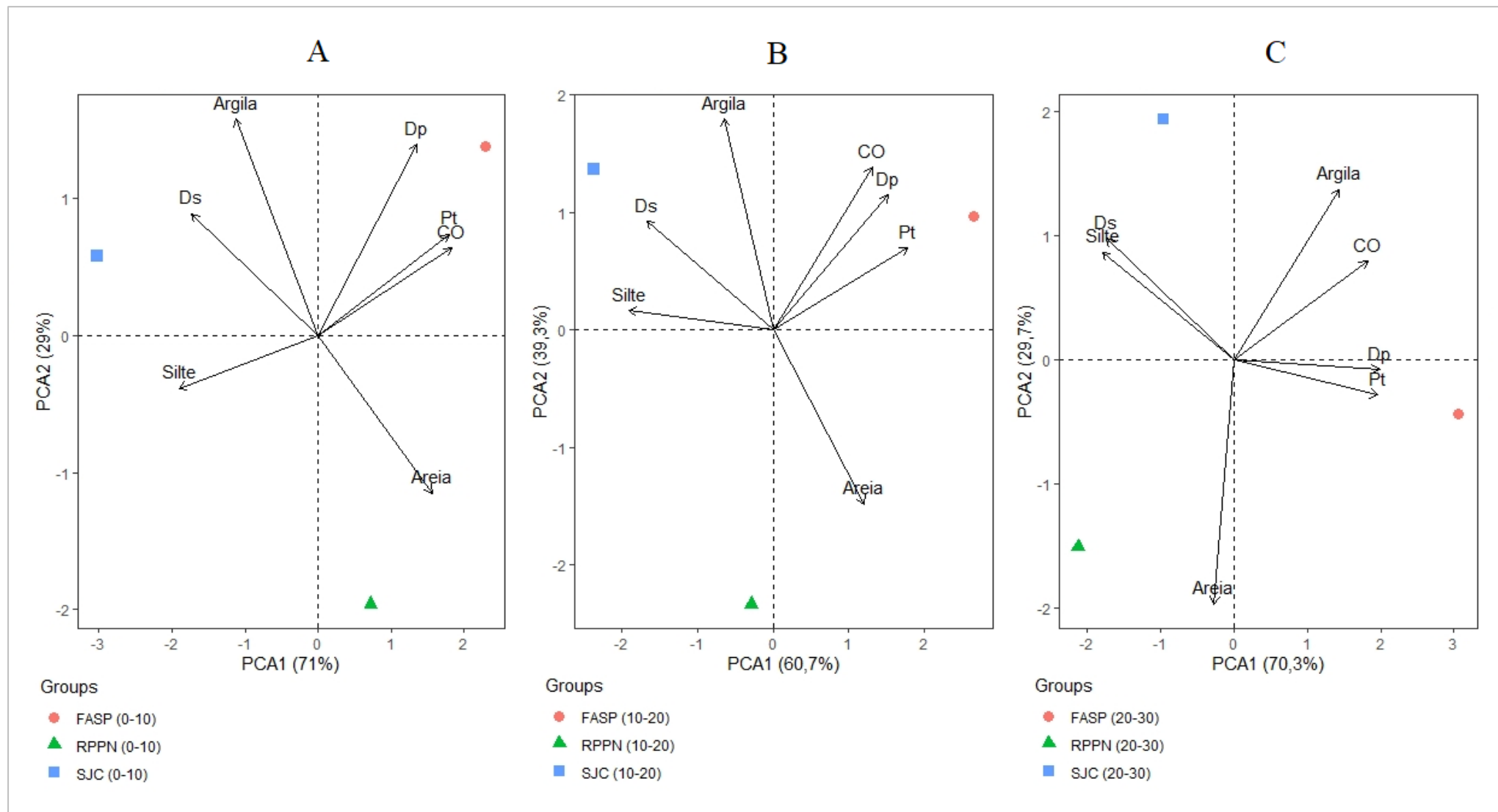


Figura 14. Análise dos componentes principais (ACP) dos atributos do solo das áreas estudadas nas três profundidades. A: profundidade de 0-10 cm; B: Profundidade de 10-20 cm; C: Profundidade de 20-30 cm. MO: Matéria Orgânica; CO: Carbono Orgânico; DS: Densidade do Solo. DP: Densidade de partícula. Pt: Porosidade Total. SJC: São João do Cariri; FASP: Fazenda São Paulo dos Dantas; RPPN: Reserva Preservada do Patrimônio Natural. Os dois eixos representam 100% da variação presente nas amostras.

As menores quantidades de argila e maiores de areia para RPPN está ligado com a forte contribuição de Neossolos Regolítico na área.

3.3. Retenção de Água do Solo

3.3.1. *Curvas características de retenção de água no solo*

As curvas de retenção seguiram o mesmo padrão em todas as áreas e profundidades estudadas (Tabela 3). Esses resultados estão relacionando a granulometria semelhante dos solos estudados, tendo em vista que a curva foi estimada pela média dos 25 pontos de cada área e não por classes de solo.

Nos primeiros 10 cm do solo, a FASP reteve pequena quantidade de água em relação a SJC e RPPN, com 1 e 3% a mais, respectivamente, para o ponto de capacidade máxima de retenção de água (CMR) (Tabela 4 e Figura 14A). Esse resultado pode estar associado ao maior conteúdo de MO na FASP na profundidade de até 10 cm, com 46,7 e 25,8% a mais quando comparado com SJC e RPPN, respectivamente, tendo em vista que a MOS fornece maior agregação ao solo (Godefroy; Jacquin, 1975; Araújo et al., 2004), reduzindo densidade do solo e aumentando a porosidade total (Campos, 2013). Estes resultados corroboram com pesquisas anteriores ao afirmarem que o conteúdo de MOS é a variável mais influente para estimar o conteúdo de água em alto potencial matricial devido alterações na estrutura e porosidade do solo (Hollis et al., 1977; Yang et al., 2014). A partir de tensões próximas a 10 kPa, SJC passou a reter mais água no solo em todos os potenciais matriciais em comparação a FASP e RPPN (Figura 14A).

No ponto de capacidade de campo (CC), nos potenciais matriciais próximos a 33kPa, a área de SJC reteve 10,7% de água a mais que FASP e 13,8% a mais da RPPN (Tabela 4 e Figura 14A). Esses resultados podem ter sido influenciados pelo maior conteúdo de argila encontrado em SJC, na qual pode ter relação direta na retenção de água nos potenciais de 33 kPa, como mostra estudo feito por Yang et al. (2014) ao avaliarem a retenção de água no solo por FPT.

Apesar de SJC e FASP terem retido os maiores conteúdos de água em todos os pontos das curvas, a RPPN obteve o maior conteúdo de água disponível (AD) com 6,1% a mais que SJC e 7,2% a mais que FASP (Barros e Lier, 2014).

No ponto de murcha permanente (PMP) SJC obteve o maior conteúdo de água com 19,8% a mais que FASP e 33,8% a mais que a RPPN. A água no PMP não está disponível a maioria das plantas (Razzaghi et al., 2020), sendo assim, essa água acaba sendo importante para outras funções, tais como, processos pedogenéticos, micrositios para reações de oxidação e redução,

etc. SJC também reteve 19,1% de água a mais que FASP e 33,8% que a RPPN nos potenciais acima de 1500 kPa, ou seja, em potenciais matriciais onde a água não está disponível (AND) para as plantas retida nos ultramicroporos (poros com diâmetro inferior a 0,0002 mm) (Klein e Libardi, 2002), valores que podem estar ligado ao maior conteúdo de argila encontrado nessa área.

Tabela 4. Média das curvas de retenção de água nos diferentes pontos das áreas de estudo e profundidades.

ÁREA	CMR	CC	AD	PMP	AND
$\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$					
Prof. 0 – 10 cm					
SJC	0.463	0.347	0.170	0.177	0.157
FASP	0.467	0.310	0.168	0.142	0.127
RPPN	0.453	0.299	0.181	0.118	0.104
Prof. 10 – 20 cm					
SJC	0.473	0.341	0.177	0.164	0.145
FASP	0.462	0.305	0.171	0.134	0.120
RPPN	0.440	0.284	0.169	0.115	0.102
Prof. 20 – 30 cm					
SJC	0.472	0.342	0.205	0.137	0.121
FASP	0.459	0.306	0.177	0.129	0.115
RPPN	0.441	0.281	0.175	0.106	0.093

SJC: São João do Cariri; FASP: Fazenda São Paulo dos Dantas; RPPN: Reserva particular do patrimônio natural, MCR: Máximo conteúdo de retenção; CC: Capacidade de Campo; AD: Água disponível; PMP: Ponto de murcha permanente; AND: Água não disponível.

Na profundidade de 10-20 cm (Tabela 4 e Figura 14B) as estimativas das CRAs apontam que a área de SJC reteve maior conteúdo de água em todos os potenciais matriciais. Para a CMR, SJC reteve 2,3% de água a mais que FASP e 7,0% que RPPN. Na CC (33kPa) a retenção de água em SJC foi 10,6% a mais que FASP e 16,7% que RPPN. SJC ainda obteve maior conteúdo de AD, com 3,4% a mais que FASP e 4,5% que a RPPN. A maior quantidade de água no PMP foi para SJC com 19,8% a mais que FASP e 33,8% que a RPPN, já nos potenciais próximos a 10000 kPa, SJC reteve 17,2% a mais que FASP e 29,7% que a RPPN.

Nas áreas de estudo o estresse hídrico é o fator mais limitante e restritivo para o crescimento da vegetação e o desenvolvimento sustentável, áreas que estão inseridas na região semiárida (Song et al., 2016; Wei et al., 2018). Mesmo que a vegetação tenha características com adaptações fenológicas voltadas a essas condições, estudos apontam que a vegetação diminui a quantidade de água disponível devido ao seu consumo ao longo do tempo (Schwärzel

et al., 2019; Huang et al., 2021b). Porém a vegetação em grande escala causa um declínio significativo no escoamento superficial e proporciona o controle da erosão (Zhang et al., 2015).

Na profundidade de 20-30 cm (Tabela 4 e Figura 14C), a SJC reteve o maior conteúdo de água em todos os potenciais matriciais. Na CMR de água, SJC reteve 2,8% a mais do que FASP e 6,6% que RPPN. Na CC, SJC reteve 10,50% a mais que FASP e 17,8% que a RPPN. A área de SJC também obteve maiores quantidade de AD, com 13,7% a mais que FASP e 14,6% que RPPN. No PMP, SJC também obteve maior quantidade de água retida, com 5,8% a mais que FASP e 22,6% que RPPN. Já a água retida nos ultramicroporos (10000kPa), SJC reteve 5,0% a mais que FASP e 23,1% que RPPN (Tabela 4 e Figura 14C).

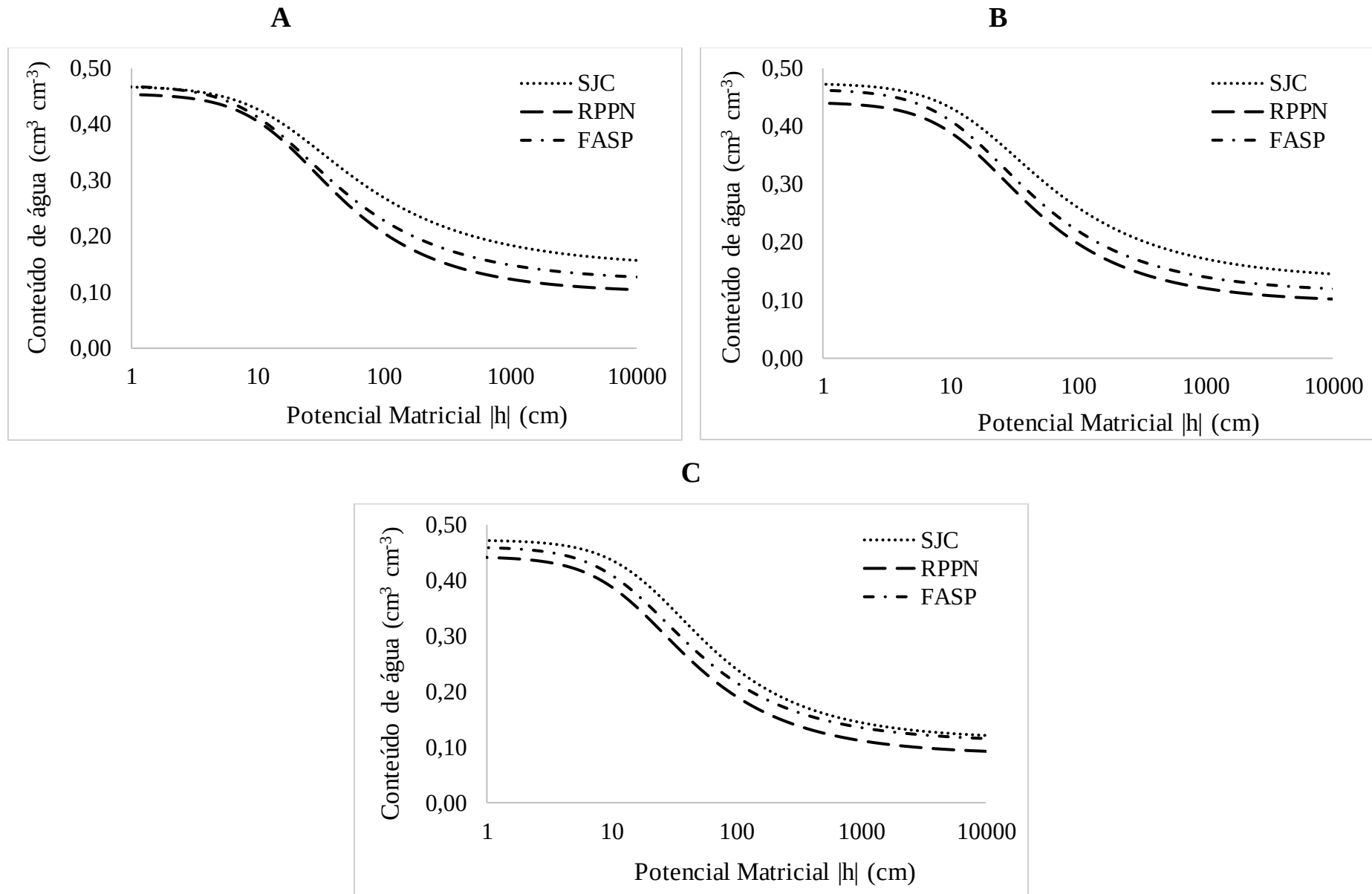


Figura 15. Média das Curvas de retenção de água no solo das áreas de estudo nas três profundidades. A: Profundidade de 0-10 cm; B: Profundidade de 10-20 cm; C: Profundidade de 20-30 cm.

A média das curvas de retenção de água estimadas pela FPT mostram que SJC pode reter maiores quantidades de água em todos os potenciais matriciais em até 30 cm de profundidade, (Figura 15), contudo, SJC teria maior condição para fornecer SE, como de provisionamento, retraindo água suficiente para suprir as demandas hídricas das plantas e fornecimento para diversos serviços necessários para o bem-estar humano e meio ambiente. No entanto, atualmente o solo dessa área encontra-se em elevado estágio de degradação e com baixa capacidade de infiltração e retenção de água, diferente do que mostra a estimativa obtida pelas curvas de PFT.

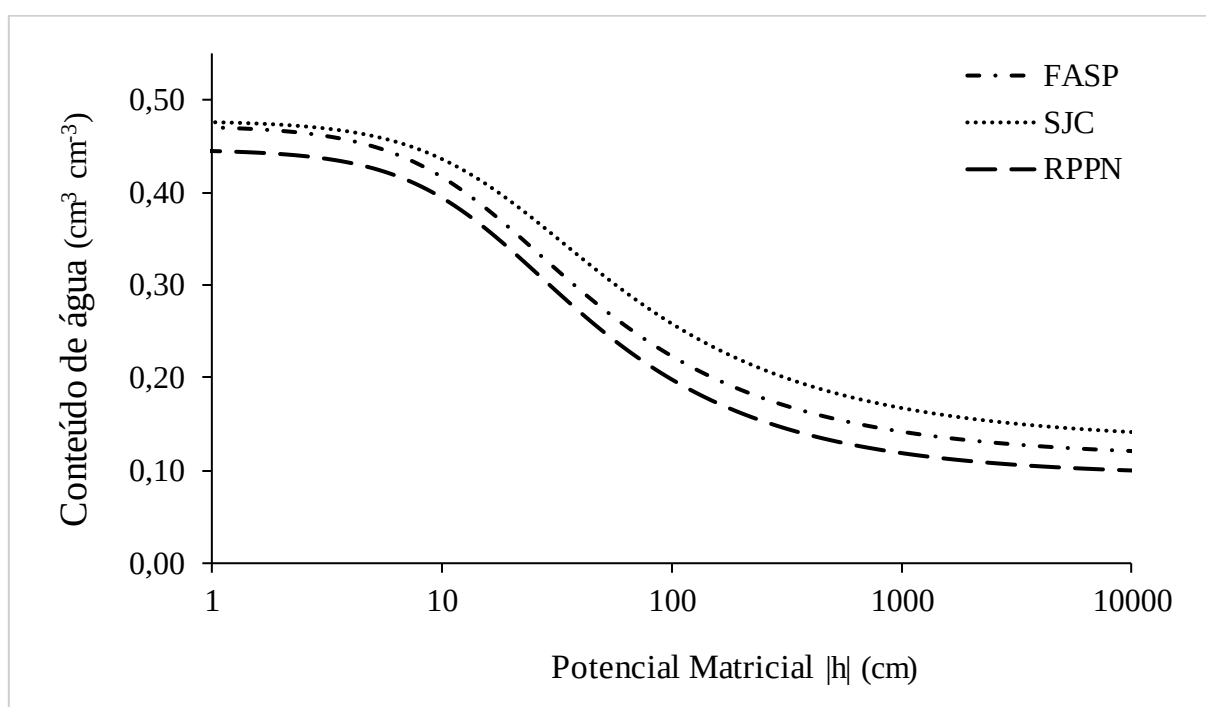


Figura 16. Média das Curvas de retenção de água no solo das áreas de estudo na profundidade de até 30 cm de profundidade.

A água disponível (AD) refere-se à quantidade máxima de água que um solo pode armazenar e fornecer às raízes das plantas (Veihmeyer e Hendrickson, 1927), contudo, a área de SJC reteve $0,187 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, enquanto FASP e RPPN retiveram a mesma quantidade, $0,176 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Essa água está relacionada aos serviços ecossistêmicos de suporte, onde os solos possuem a maior função de purificar e reter água, e serviço ecossistêmico de regulação com função de abastecer água, regular o clima e possuir controle hidrológico.

No PMP, SJC reteve $0,160 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ de água, FASP $0,136 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ e RPPN $0,113 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Essas informações são de extrema relevância para as diferentes áreas, principalmente para o manejo de culturas irrigadas e de sequeiro, assim como para modelagem de processos ecológicos e hidrológicos no ecossistema (Mercedes et al., 2019).

Nos ultramicroporos, a quantidade de água higroscópica retida em SJC foi $0,142 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, em FASP $0,121 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ e na RPPN $0,100 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, sendo essa não disponível para as plantas. Essa água está relacionada aos serviços ecossistêmicos de suporte e regulação do solo, sendo essencial para fornecer condições favoráveis para ação biológica pela ação de fungos, bactérias e reações químicas como a hidrólise que age na formação do solo.

Essa estimativa de SJC possuir condições para reter maior quantidade de água no solo em comparação as outras áreas, pode estar relacionada a maior quantidade de argila encontrada nessa área, por ser o parâmetro chave para estabelecer a FPT e ser a mais importante na estimativa para análise de retenção de água no solo (Baghdadi e Zribi, 2016). Porém, a FPT usada nesse trabalho não utiliza a D_s , atributo que reflete indiretamente a porosidade do solo. Os solos dessa área encontram-se compactados com elevada D_s (Tabela 3) e menor P_t (Tabela 6), com redução do espaço poroso utilizado para o armazenamento de água.

Os serviços ecossistêmicos ofertados pelos solos dessa área são comprometidos pela compactação e degradação avançada, que resulta em solos desestruturados com selamento da superfície e conseqüentemente menor infiltração e alto escoamento superficial, causando redução de vegetação. O aumento da vegetação nessa área promoveria um ambiente favorável para as interações biológicas e físicas, diminuindo as temperaturas e reduzindo a perda de água por evapotranspiração, levando a formarem uma estrutura de solo estável com macroporos (Lal e Shukla, 2004).

A área de FASP possui estimativas semelhantes a SJC para CMR, isso pode estar relacionado com as maiores quantidades de CO, sendo este atributo utilizado para estimar a CRA pela FPT. Porém, os altos teores de argila em SJC podem mascarar a maior capacidade de retenção de água, comparado a FASP, que possuem maiores quantidades de CO em todas as profundidades (Saxton e Rawls, 2006). As maiores quantidades de MO, pode absorver até 90% de seu peso com água aumentando a capacidade de retenção de água em solos minerais (Parr et al., 1990) devido ao seu caráter hidrofílico (Klute, 1986), propriedades de adsorção (Rawls et al., 2003), estrutura e densidade do solo (Yang et al., 2014), resultando na predominância de macroporos, o que lhes confere maior potencial de armazenamento de água.

3.3.2. Porosidade do solo a partir da curva de retenção

A distribuição do tamanho dos poros, no qual define o comportamento de retenção de água, poder ser descrito pela curva característica de retenção de água no solo (Lal e Shukla, 2004). Na profundidade de 0-10 cm, a FASP apresentou maior quantidade de macroporos

(0,169 cm³ cm⁻³), seguida da RPPN (0,159 cm³ cm⁻³) e SJC com menor número (0,130 cm³ cm⁻³) (Tabela 5 e Figura 16A).

A textura do solo da área da FASP e a entrada de MOS no sistema influenciam na formação de agregados, já que a MOS pode atuar como um dos principais agentes agregadores das partículas do solo (Nunes et al., 2010), contribuindo para formação de macroporos. Resultado semelhante foi encontrado por Cunha et al. (2018) ao observarem que em áreas de florestas naturais a macroporosidade foi maior quando comparado com áreas de pastagens e agrícolas. Li e Shao (2006) relataram que após reflorestamento, a porosidade do solo, capacidade de retenção de água e a condutividade hidráulica saturada aumentaram significativamente.

Os macroporos podem ser formados pela atividade biológica do solo, operações de cultivo, e influência do conteúdo dos minerais de argila e da MO na sua formação e estabilização (Lal e Shukla, 2004). Os macroporos apresentam os espaços maiores onde a água transita e percola pela ação da gravidade, sendo importantes para o movimento de solutos (Beven e Germann, 1982) e para o crescimento das raízes (Wang et al., 1986).

A camada superficial do solo vegetados apresenta grande quantidade de macroporos em decorrência do acúmulo de matéria orgânica (Yang et al., 2014). Em sistemas agroflorestais e de manejo orgânico que priorizam o aporte de MO, a qualidade física do solo é apresenta-se mais agregado, promovendo menor resistência a penetração de raízes, densidade do solo e maior porosidade (Carvalho et al., 2004).

Os valores da meso e microporosidade foram semelhantes nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm nas três áreas (Tabela 5 e Figura 16). Na profundidade de 20-30 cm a SJC foi observado maior quantidade de meso e microporos. Para as três profundidades SJC apresentou maior volume de ultramicroporos, seguido da FASP nas profundidades de 0-10 e 20-30 cm e da RPPN na profundidade de 10-20 cm (Figura 16).

Os mesoporos e microporos são preenchidos com água entre os potenciais matriciais de 33 kPa (capacidade de campo) a 1500 kPa (ponto de murcha permanente), sendo os principais responsáveis pelo armazenamento da água no solo para as plantas. A água retida nos mesoporos pode ser mais facilmente absorvida pelas plantas quando comparadas com os macro e microporos (Huang et al., 2021a; Klein e Libard, 2002). Os criptoporos armazenam água em potencial mátrico abaixo do ponto de murcha permanente (< 1500 kPa), sendo que essa água está retida com energia muito alta, portanto, indisponível para as plantas (Klein, 1998; Klein e Libard, 2002).

Tabela 5. Distribuição do tamanho de poros do solo a partir da curva de retenção, das áreas de estudo nas três profundidades.

Área	MACRO	MESO	MICRO	ULTRAMICRO
cm ³ cm ⁻³				
0-10 cm				
SJC	0,130	0,070	0,073	0,197
RPPN	0,159	0,078	0,071	0,132
FASP	0,169	0,076	0,070	0,160
10-20 cm				
SJC	0,140	0,076	0,079	0,184
RPPN	0,164	0,077	0,070	0,184
FASP	0,170	0,078	0,071	0,151
20-30 cm				
SJC	0,144	0,090	0,087	0,157
RPPN	0,176	0,080	0,073	0,122
FASP	0,166	0,079	0,075	0,145

Macro: Macroporosidade; Meso: Mesoporosidade; Micro: Microporosidade; Ultramicro: Ultramicroporos. SJC: São João do Cariri; FASP: Fazenda São Paulo dos Dantas; RPPN: Reserva Preservada do Patrimônio Natural.

A área de SJC por apresentar baixa quantidade de cobertura morta expõe o solo a ação da chuva, levando a destruição dos agregados do solo, principalmente os macroagregados (Guimarães et al., 2014), os quais podem conter a maior parte dos macroporos, explicando a reduzida quantidade desses nessa área (Figura 16). Por outro lado, o impacto da gota da chuva diretamente no solo, pode resultar no aumento proporcional de microagregados devido a destruição dos macroagregados, com redução do conteúdo de MO presente nesses e rápido umedecimento do solo (Six et al., 2000; Cruz et al., 2003; Nunes et al., 2010), consequentemente levando a um aumento dos micros e ultramicroporos (Figuras 16).

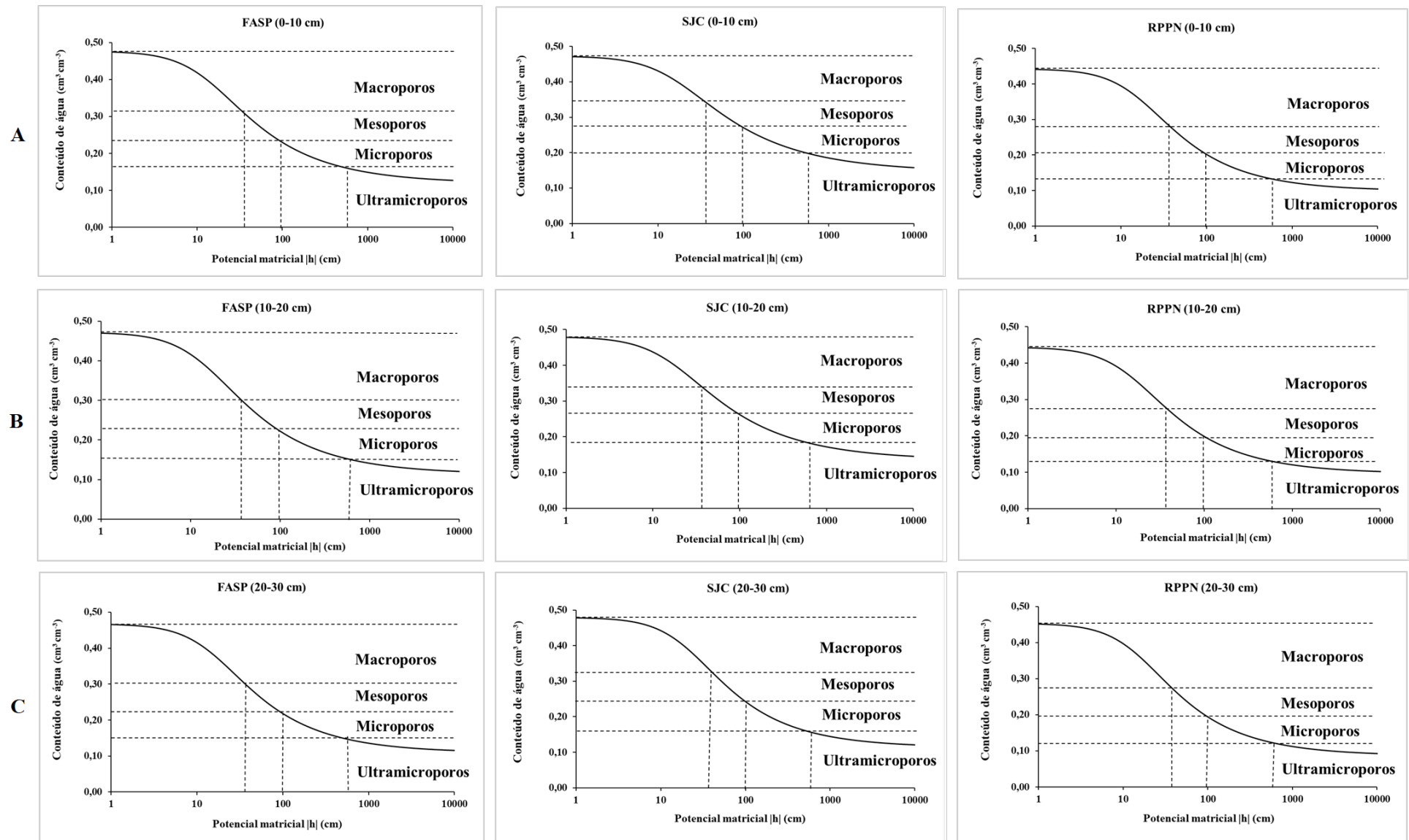


Figura 17. Distribuição do tamanho do poro do solo (macroporos, mesoporos, microporos e ultramicroporos) a partir da curva de retenção, das áreas de estudo nas três profundidades. SJC: São João do Cariri; FASP: Fazenda São Paulo dos Dantas; RPPN: Reserva Preservada do Patrimônio Natural. (A) profundidade de 0-10 cm; (B) profundidade de 10-20 cm; (C) profundidade de 20-30 cm.

A D_s é um dos indicadores mais importantes da qualidade estrutural dos solos, sendo um importante parâmetro para estimar a porosidade dos solos. Isso explica o fato da área de SJC apresentar maior D_s (Tabela 5) e menor macroporosidade (Figura 16) principalmente na camada superficial. Esse resultado corrobora com os de Reichert et al. (2009) que encontraram correlação negativa entre a compactação do solo e macroporosidade, assim como estudos Stone et al. (2002) que observaram um decréscimo linear da porosidade total e a macroporosidade com o aumento da D_s em uma área de cultivo de feijão.

Em SJC como a área encontra-se degradada e com pouca biomassa, há maior exposição da superfície do solo à evapotranspiração. Os solos também apresentam maior proporção de argila e conseqüentemente maior quantidade de microporos (Figuras 16), com isso, a capilaridade atua com maior intensidade, resultando em menor perda de água (Tien, 2019).

4. CONCLUSÃO

A porosidade total apresentou-se maior na FASP nas três profundidades avaliadas. A média dos valores da D_s foi menor na área da RPPN para a profundidade de até 10 cm do solo. Entre as três áreas, a RPPN foi a que apresentou o menor valor médio para D_s .

Os maiores valores de CO , D_p e P_t , foram para FASP, sendo estas as características físicas capazes de fornecer pelo solo os serviços de provisionamento, regulação e serviços de suporte.

Aa FASP apresentou maior a quantidade de macroporos em 0-10 cm. Os valores da meso e microporosidade foram semelhantes nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm nas três áreas. área de SJC apresentou maior volume de ultramicroporos nas três profundidades.

De acordo com as estimativas das curvas, SJC tem maiores condições para fornecer SE, no entanto, esta área sofreu exploração intensa dos recursos naturais, ocasionando forte degradação dos solos e, conseqüentemente, perda de diversos serviços ecossistêmicos.

A RPPN, por ser uma floresta em regeneração, mostra-se mais eficiente em relação à prestação dos diversos serviços ecossistêmicos. Já a área de FASP por apresentar maior potencial para retenção de água no solo, apresenta-se com uma maior capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos de provisão.

REFERÊNCIAS

- ABDALLA, O., KACIMOV, A., CHEN, M., AL-MAKTOUMI, A., AL-HOSNI, T., CLARK, I. (2017). *Water Resources in Arid Areas: The Way Forward*. **Springer Water**. 521p. ISBN: 978-3-319-51856-5.
- ADHIKARI, K., & HARTEMINK, A. E. (2016). Linking soils to ecosystem services — A global review. **Geoderma**, 262, 101–111. doi:10.1016/j.geoderma.2015.08.009.
- AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DE ÁGUAS DO ESTADO DA PARAÍBA - AESA, (2006), PERH-PB, **Plano estadual de recursos hídricos: resumo executivo & atlas**, Governo do Estado da Paraíba; Secretaria de Estado da Ciência e Tecnologia e do Meio Ambiente, SECTMA; Agência Executiva de Gestão de Águas do Estado da Paraíba, AESA, – Brasília, DF: Consórcio TC/BR – Concremat, 112p,
- ALVARES, C. A. STAPE, J. L. SENTELHAS, P. C. GONCALVES, J. L. DE M. SPAROVEK, G. (2013), Koppen's climate classification map for Brazil, **Meteorologische Zeitschrift**, Vol, 22, n, 6, 711–728.
- ANANYEVA, K., WANG, W., SMUCKER, A. J. M., RIVERS, M. L., & KRAVCHENKO, A. N. (2013). Can intra-aggregate pore structures affect the aggregate's effectiveness in protecting carbon? **Soil Biology and Biochemistry**, 57, 868–875. doi:10.1016/j.soilbio.2012.10.019.
- ARAÚJO, H, F, P, DE, MACHADO, C. C. C. PAREYN, F, G, C, NASCIMENTO, N, F, F, DO, ARAÚJO, L, D, A, BORGES, L, A, DE A, P,, ... SILVA, J, M, C, da, (2021), A sustainable agricultural landscape model for tropical drylands, **Land Use Policy**, 100, 104913, doi:10.1016/j.landusepol.2020.104913.
- ARAÚJO, M. A. ET AL., (2004). Propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distrófico cultivado e sob mata nativa. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 28, p. 337-345.
- Baghdadi, N., & Zribi, M. (2016). Characterization of Soil Surface Properties Using Radar Remote Sensing. **Land Surface Remote Sensing in Continental Hydrology**, 1–39. doi:10.1016/b978-1-78548-104-8.50001-2.
- BARROS, A. H. C., LIER, Q. DE J. V. (2014). Pedotransfer Functions for Brazilian Soils. **Application of Soil Physics in Environmental Analyses**, 131–162. doi:10.1007/978-3-319-06013-2_6.
- BASSO, F. C.; ANDREOTTI, I. M.; CARVALHO, M. P.; LODO, B. N. (2011). Relações entre produtividade de sorgo forrageiro e atributos físicos e teor de matéria orgânica de um Latossolo do Cerrado. **Pesquisa agropecuária Tropical**. 41:1:135-144. doi:10.5216/pat.v41i1.7099.
- BEVEN, K.J.; GERMANN, R.F. (1982). Macropores and water flow in soils. **Water Resources Research**, Washington, v.18, p.1311-1325.
- BRADY N, C, R, R, WEIL, (2013), **Elementos da natureza e propriedades do solo**, Tradução técnica: Lepsch, I, F, 3ª ed, Porto Alegre: Bookman, 2013, p,685.

BRADY N. C. WEIL, R. R. (1996), **The Nature and Properties of Soils**, 11th ed: Prentice Hall.

BRASIL, (1972), Equipe de Pedologia e Fertilidade do Solo – Ministério da Agricultura, **Levantamento Exploratório – Reconhecimento de solos do Estado da Paraíba**, Rio de Janeiro.

CÂMARA, E. R. G.; SANTOS, JEAN C. B. DOS.; FILHO, J. C. DE A.; SCHULZE, S. M. B. B.; CORRÊA, M. M.; FERREIRA, T. O.; SOUSA, J. E. S. DE.; JÚNIOR, V. S. DE S. (2021). Parent rock–pedogenesis relationship: How the weathering of metamorphic rocks influences the genesis of Planosols and Luvisols under a semiarid climate in NE Brazil, **Geoderma**, Volume 385, 114878, ISSN 0016-7061, <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114878>.

CAMPOS, T. O. (2013). **Avaliação de índices de qualidade física do solo e predição de parâmetros multifractais de solos sob Floresta Estacional Semidecidual**. Piracicaba, 2013. 99 p. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

CARDOSO, GABRIEL G. DE G., WANDERLEY, RILEY C. AND SOUZA, MARA L. C. (2016). Physical attributes of a pasture soil in southeast Goiás determined by geostatistics. **Engenharia Agrícola [online]**. v. 36, n. 1 [Accessed 16 July 2021] pp. 143-151.

CHAVES, L, H, G; CHAVES, I, B; VASCONCELOS, A, C, F, (2000). **Salinidade das águas superficiais e suas relações com a natureza dos solos na Bacia Escola do açude Namorados**, Campina Grande: BNB/UFPB, 54p.

CORRÊA, M. M., KER, J. C., MENDONÇA, E. S., RUIZ, H. A., & BASTOS, R. S. (2003). Atributos físicos, químicos e mineralógicos de solos da região das Várzeas de Sousa (PB). **Revista Brasileira de Ciência Do Solo**, 27(2), 311–324. doi:10.1590/s0100-06832003000200011.

CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL PROJETO CADASTRO DE FONTES DE ABASTECIMENTO POR ÁGUA SUBTERRÂNEA. (2005a). **Diagnóstico do município de Prata, estado da Paraíba/ Organizado [por] João de Castro Mascarenhas**. Breno Augusto Beltrão, Luiz Carlos de Souza Junior, Franklin de Moraes, Vanildo Almeida Mendes, Jorge Luiz Fortunato de Miranda, Recife: CPRM/PRODEEM.

CPRM - Serviço Geológico do Brasil Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. (2005b). **Diagnóstico do município de São João do Cariri, estado da Paraíba/ Organizado [por] João de Castro Mascarenhas**, Breno Augusto Beltrão, Luiz Carlos de Souza Junior, Franklin de Moraes, Vanildo Almeida Mendes, Jorge Luiz Fortunato de Miranda. Recife: CPRM/PRODEEM. 10 p.

CRUZ, A. C. R.; PAULETO, E. A.; FLORES, C. A. & SILVA, J. B. (2003). Atributos físicos e carbono orgânico de um Argissolo Vermelho sob sistemas de manejo. **R. Bras. Ci. Solo**, 27:1105-1112.

D’ODORICO, P, & BHATTACHAN, A, (2012). Hydrologic variability in dryland regions: impacts on ecosystem dynamics and food security, *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367(1606), 3145–3157, doi:10.1098/rstb.2012.0016.

DOMINATI, E., PATTERSON, M., MACKAY, A. (2010). A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. **Ecological Economics**, 69 (9), 1858–1868. doi:10.1016/j.ecolecon.2010.05.002.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. (2018). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5ª.ed. Brasília. 590p.

FAMIGLIETTI, J.S, RUDNICKI, J.W., RODELL, M., (1998), **Variability in surface moisture content along a hillslope transect: Rattlesnake Hill**, Texas, J, Hydrol, 210, 259–281.

FLINT, A.L; FLINT, L.E, (2002), Porosity, In: Dane J, H., Topp G, C., (Eds.), Methods of Soil Analysis, Part 4, Physical Methods, Madison, **Soil Science Society of America**, pp, 241–254.

FRANCISCO, P. R. M., MEDEIROS, R. M DE., SANTOS, D. (2018). **Balanço Hídrico Climatológico para a Capacidade de Campo de 100 mm – Estado da Paraíba**. Campina Grande: EDFCG.

GODEFROY, J.; JACQUIN, F. (1975). **Relation entre la stabilité structural des sols cultivés et le apports organiques en conditions tropicales; comparasion avec les sols forestires**. Fruits, v.30, p.595-612.

GRAY, J. M., HUMPHREYS, G. S., & DECKERS, J. A. (2009). Relationships in soil distribution as revealed by a global soil database. **Geoderma**, 150(3-4), 309–323. doi:10.1016/j.geoderma.2009.02.012.

GRIZZETTI, B, LANZANOVA, D, LIQUETE, C, REYNAUD, A, & CARDOSO, A, C, (2016), Assessing water ecosystem services for water resource management, **Environmental Science & Policy**, 61, 194–203, doi:10.1016/j.envsci.2016.04.008.

GROSSMAN, R.B; REINSCH, T.G, (2002), The solid phase, in: Dane J, H., Topp G, C., (Eds.), Methods of Soil Analysis, Part 4, Physical Methods, Madison, **Soil Science Society of America**, pp, 201–414.

GUIMARÃES, G. P., MENDONÇA, E. DE S., PASSOS, R. R., & ANDRADE, F. V. (2014). Soil aggregation and organic carbon of Oxisols under coffee in agroforestry systems. **Revista Brasileira de Ciência Do Solo**, 38(1), 278–287. doi:10.1590/s0100-06832014000100028.

HOLLIS, J. M., JONES, R. J. A., PALMER, R. C. (1977). **The effects of organic matter and particle size on the water-retention properties of some soils in the west midlands of England**. 17(3), 0–238. doi:10.1016/0016-7061(77)90053-2.

HUANG, G, & ZHANG, R, (2005), Evaluation of soil water retention curve with the pore–solid fractal model, **Geoderma**, 127(1-2), 52–61, doi:10.1016/j. geoderma, 2004, 11,016.

HUANG, X., WANG., H., ZHANG, M., HORN, R., REN, T. (2021a). Soil water retention dynamics in a Mollisol during a maize growing season under contrasting tillage systems. **Soil and Tillage Research**, 209, 104953. doi: 10.1016/j.still.2021.104953.

HUANG, Z., LIU, Y., QIU, K., LÓPEZ-VICENTE, M., SHEN, W., WU, G. L. (2021b). Soil-water deficit in deep soil layers results from the planted forest in a semi-arid sandy land: Implications for sustainable agroforestry water management, **Agricultural Water Management**, Volume 254, 106985. doi: doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106985.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, (2012), **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos**, Rio de Janeiro: IBGE- Diretoria de Geociências, 271p.

IUSS WORKING GROUP WRB. (2015). World reference base for soil resources. World Soil Resources Reports 106. **FAO**, Rome.

JÓNSSON, J. Ö. G., & DAVÍÐSDÓTTIR, B. (2016). Classification and valuation of soil ecosystem services. **Agricultural Systems**, 145, 24–38. doi:10.1016/j.agsy.2016.02.010.

KELLER, T., & HÅKANSSON, I. (2010). Estimation of reference bulk density from soil particle size distribution and soil organic matter content. **Geoderma**, 154(3-4), 398–406. doi:10.1016/j.geoderma.2009.11.013.

KERN, J. S. (1995). Evaluation of Soil Water Retention Models Based on Basic Soil Physical Properties. **Soil Science Society of America Journal**, 59(4), 1134. doi:10.2136/sssaj1995.03615995005.

KHLOSI, M., CORNELIS, W. M., DOUAÏK, A., HAZZOURI, A., HABIB, H., & GABRIELS, D. (2013). Exploration of the Interaction between Hydraulic and Physicochemical Properties of Syrian Soils. **Vadose Zone Journal**, 12(4), 0. doi:10.2136/vzj2012.0209.

KLEIN, V. A; LIBARDI, P. L. (2002) Densidade de distribuição do diâmetro dos poros de um Latossolo Vermelho, sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 857-867.

KLEIN, V.A. (1998). **Propriedades físico-hídrico-mecânica de um latossolo roxo, sob diferentes sistemas de uso e manejo**. 150f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Curso de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas, ESALQ/ Universidade de São Paulo.

KLUTE A. (ed.). (1986). Methods of soil analysis. 2nd. Madison: American Society of Agronomy; Soil Science Society of American. pt. 1: **Physical and mineralogical methods**, p. 363-375.

KRAVCHENKO, A. N., NEGASSA, W. C., GUBER, A. K., & RIVERS, M. L. (2015). Protection of soil carbon within macro-aggregates depends on intra-aggregate pore characteristics. **Scientific Reports**, 5(1). doi:10.1038/srep16261.

RAZZAGHI, F., OBOUR, P. B., ARTHUR, E. (2020). Does biochar improve soil water retention? A systematic review and meta-analysis, **Geoderma**, Volume 361, 114055, doi: 10.1016/j.geoderma.2019.114055.

- KRULL, E. S., BALDOCK, J. A., & SKJEMSTAD, J. O. (2003). Importance of mechanisms and processes of the stabilisation of soil organic matter for modelling carbon turnover. **Functional Plant Biology**, 30(2), 207. doi:10.1071/fp02085.
- LAL, R., SHUKLA, M. K. (2004). **Principles of Soil Physics**. Marcel Dekker, New York. pp. 145.
- LI, Y. Y., & SHAO, M. A. (2006). Change of soil physical properties under long-term natural vegetation restoration in the Loess Plateau of China. **Journal of Arid Environments**, 64(1), 77–96. doi:10.1016/j.jaridenv.2005.04.00.
- LOIK, M. E., BRESHEARS, D. D., LAUENROTH, W. K., & BELNAP, J. (2004). A multi-scale perspective of water pulses in dryland ecosystems: climatology and ecohydrology of the western USA, **Oecologia**, 141(2), 269–281, doi:10.1007/s00442-004-1570-y.
- MCBRATNEY, A. B., MINASNY, B., CATTLE, S. R., & VERVOORT, R. W. (2002). From pedotransfer functions to soil inference systems. **Geoderma**, 109(1-2), 41–73. doi:10.1016/s0016-7061(02)00139-8.
- MEDEIROS, B. M. (2018). **Atualização Da Classificação Do Mapa De Solos Da Paraíba**, 38 f, Monografia (Graduação em agronomia) – Universidade Federal da Paraíba, Areia.
- MEI, X., MA, L., ZHU, Q., LI, B., ZHANG, D., LIU, H., ... SHEN, M. (2019). The variability in soil water storage on the loess hillslopes in China and its estimation. **CATENA**, 172, 807–818. doi:10.1016/j.catena.2018.09.045.
- MERCEDES, R. D., ISABELLE, C., CHRISTINE, L. B., MARTIN, M. P. (2019). Pedotransfer functions for predicting available water capacity in French soils, their applicability domain and associated uncertainty. **Geoderma**, 336(), 81–95. doi:10.1016/j.geoderma.2018.08.022.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA, (2010), **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga, Brasília: Serviço Florestal Brasileiro**, 368p.
- NEGASSA, W. C., GUBER, A. K., KRAVCHENKO, A. N., MARSH, T. L., HILDEBRANDT, B., & RIVERS, M. L. (2015). Properties of Soil Pore Space Regulate Pathways of Plant Residue Decomposition and Community Structure of Associated Bacteria. **PLOS ONE**, 10(4), e0123999. doi:10.1371/journal.pone.0123999.
- NUNES, L.A.P.L.; DIAS, L.E.; JUCKSCH, I. & BARROS, N.F. (2010). Atributos físicos do solo em área de monocultivo de cafeeiro na zona da mata de Minas Gerais. **Biosci. J.**, 26:71-78.
- O'GEEN, A. T., DAHLGREN, R. A., SWAROWSKY, A., TATE, K. W., LEWIS, D. J., SINGER, M. J. (2010), Research connects soil hydrology and stream water chemistry in California oak woodlands, **California Agriculture** 64, 78-84.
- O'GEEN, A. T. (2013), **Soil Water Dynamics**, *Nature Education Knowledge* 4 (5): 9.

PARAÍBA (1978), **Governo do Estado, Secretaria de Agricultura e Abastecimento, Zoneamento Agropecuário do Estado da Paraíba**, Areia.

PARR, F. J., STEWART, B. A., HORNICK, S. B., SINGH R. P., SINGH, R. P., PARR, J. F., STEWART, B. A. (1990). Advances in Soil Science: Dryland Agriculture: Strategies for Sustainability. **Springer-Verlag New York Inc.** 13. 1. pp. 72. doi: 001: 10.1007/978-1-4613-8982-8.

PMFA- PLANO DE MANEJO DA FAZENDA ALMAS, (2015), **Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Almas**, Recife, PE, 87p.

PRIBYL, D. W. (2010). A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. **Geoderma**, 156(3-4), 75–83. doi:10.1016/j.geoderma.2010.02.003.

R CORE TEAM (2015), **R: A language and environment for statistical computing**, **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria, URL <https://www.R-project.org/>.

RABOT, E., WIESMEIER, M., SCHLÜTER, S., & VOGEL, H.-J. (2018). Soil structure as an indicator of soil functions: A review. **Geoderma**, 314, 122–137. doi:10.1016/j.geoderma.2017.11.009.

RAWLS, W. J., PACHEPSKY, Y. A., RITCHIE, J. C., SOBECKI, T. M., & BLOODWORTH, H. (2003). Effect of soil organic carbon on soil water retention. **Geoderma**, 116 (1-2), 61–76. doi:10.1016/s0016-7061(03)00094-6.

REICHERT, J. M., SUZUKI, L. E. A. S., REINERT, D. J., HORN, R., & HÅKANSSON, I. (2009). Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. **Soil and Tillage Research**, 102(2), 242– 254. doi:10.1016/j.still.2008.07.002.

REYNOLDS, J, F, KEMP, P, R, OGLE, K, & FERNÁNDEZ, R, J, (2004), Modifying the “pulse–reserve” paradigm for deserts of North America: precipitation pulses, soil water, and plant responses, **Oecologia**, 141(2), 194–210, doi:10.1007/s00442-004-1524-4.

SAFRIEL, U., ADEEL, Z., NIEMEIJER, D., PUIGDEFABREGAS, J., WHITE, R., LAL, R., et al., (2005). **Dryland systems**. In: HASSAN, R., SCHOLLES, R., ASH, N. (Eds.), *The Millennium Ecosystem Assessment Series, Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*, vol. 1, Island Press, Washington, DC, pp. 623–662.

SALA, O, E, & LAUENROTH, W, K, (1982), Small rainfall events: An ecological role in semiarid regions, **Oecologia**, 53(3), 301–304, doi:10.1007/bf00389004.

SANTOS, E, J; FERREIRA, C, A,; SILVA JR, J,M,F, (2002), (Org.). **Geologia e recursos minerais do Estado da Paraíba**, Recife: CPRM, 142p.

SANTOS, R, D, LEMOS, R, C, SANTOS, H, G, KER, J, C, ANJOS, L, H, C, SHIMIZU, S, H, (2015). **Manual de descrição e coleta de solo no campo**, 7ª ed, Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 101 p.

- SARAIVA, S. M. (2016). **Caracterização de Luvisolos, Neossolos Regolíticos e Planossolos ao longo de um gradiente pluviométrico no semiárido brasileiro**. Areia: UFPB/CCA. 128 f.: il. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Centro de Ciências Agrárias. Universidade Federal da Paraíba, Areia.
- SAXTON, K. E.; RAWLS, W. J. (2006). **Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions**. Soil Science Society of America Journal, 70(5), 1569-. doi:10.2136/sssaj2005.0117.
- SCHIMMEL, D. S. (2010). Drylands in the Earth system. **Science**. 327, 418–419.
- SCHOENEBERGER, P. J. D., A. WYSOCKI, E. C., (2012), Benham, and Soil Survey Staff, Field book for describing and sampling soils, Version 3.0, **Natural Resources Conservation Service**, National Soil Survey Center, Lincoln, NE, 297p.
- SCHWÄRZEL, K., ZHANG, L., MONTANARELLA, L., WANG, Y., SUN, G. (2019). How afforestation affects the water cycle in drylands: A process-based comparative analysis. **Global Change Biology**.
- SCHWINNING, S., & SALA, O. E. (2004). Hierarchy of responses to resource pulses in arid and semi-arid ecosystems. **Oecologia**, 141(2), 211–220. doi:10.1007/s00442-004-1520-8.
- SILVA, S. Y. A. M. (2021). **Regime hídrico e térmico de Neossolos do Semiárido paraibano. Areia-PB: UFPB**, 56p. (Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo).
- SILVA, V. DE P. R. DA. SILVA, M. T., SINGH, V. P., DE SOUZA, E. P., BRAGA, C. C., DE HOLANDA, R. M., ... BRAGA, A. C. R. (2018). Simulation of stream flow and hydrological response to land-cover changes in a tropical river basin. **CATENA**, 162, 166–176. doi:10.1016/j.catena.2017.11.024.
- SIX, J. FELLER, C. DENEFF, K. OGLE, S. M. DE MCAMBORAES SA J.C. ALBRECHT, A. (2002). Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. **Agronomie**, 22 (7-8), pp. 755 - 775. doi: 10.1051/agro:2002043.
- SIX, J., BOSSUYT, H., DEGRYZE, S., & DENEFF, K. (2004). A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil and Tillage Research**, 79(1), 7–31. doi:10.1016/j.still.2004.03.008.
- SIX, J.; PAUSTIAN, K.; ELLIOT, E.T. & COMBRINK, C. (2000). Soil structure and organic matter: distribution of aggregate-size classes and aggregate associated carbon. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 64:681-689.
- SOIL SURVEY STAFF. (2014). Keys to Soil Taxonomy. United States Department of Agriculture, **Natural Resources Conservation Service**. 372p.
- SONG, L. N., ZHU, J. J. LI, M. C., ZHANG, J. X., LV, L.Y. (2016). Sources of water used by *P. sylvestris* trees based on stable isotope measurements in a semiarid sandy region of northeast China Agr. **Water Manag**, 164, pp. 281-290, 10.1016/j.agwat.2015.10.018.
- STONE, LUÍS F., GUIMARÃES, CLEBER M. E MOREIRA, JOSÉ A. (2002). A Compactação do solo na cultura do feijoeiro. I: efeitos nas propriedades físico-hídricas do

solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental [online]**. v. 6, n. 2 [Acessado 2 Agosto 2021], pp. 207-212.

STRONG, D. T., WEVER, H. D., MERCKX, R., & RECOUS, S. (2004). Spatial location of carbon decomposition in the soil pore system. **European Journal of Soil Science**, 55(4), 739–750. doi:10.1111/j.1365-2389.2004.00639.x

SUN, F. X. LÜ, Y. H. WANG, J. L. HU, J. FU, B. J. (2015). Soil moisture dynamics of typical ecosystems in response to precipitation: a monitoring-based analysis of hydrological service in the Qilian Mountains, **Catena**. 129, 63–75.

TEIXEIRA, P, C, DONAGEMMA, G, K, FONTANA, A, TEIXEIRA, W, G, (2017), **Manual de métodos de análise de solo**, EMBRAPA, 3, ed, Brasília, 573 p.

TIEN, J. C. (2019). **Introduction to adsorption: Basics, Analysis, and Applications**. India. ISBN: 978-0-12-816446-4.

TOMASELLA, J, HODNETT, M, G, & ROSSATO, L, (2000), Pedotransfer Functions for the Estimation of Soil Water Retention in Brazilian Soils, **Soil Science Society of America Journal**, 64(1), 327, doi:10.2136/sssaj2000.641327x.

TOOSI, E. R., KRAVCHENKO, A. N., MAO, J., QUIGLEY, M. Y., & RIVERS, M. L. (2017). Effects of management and pore characteristics on organic matter composition of macroaggregates: evidence from characterization of organic matter and imaging. **European Journal of Soil Science**, 68(2), 200–211. doi:10.1111/ejss.12411.

TOTSCHKE, K. U., AMELUNG, W., GERZABEK, M. H., GUGGENBERGER, G., KLUMPP, E., KNIEF, C., ... KÖGEL-KNABNER, I. (2017). Microaggregates in soils . **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, 181(1), 104–136. doi:10.1002/jpln.201600451

VAN GENUCHTEN, M, T, (1980), A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, **Soil Science Society of America Journal, Madison**, v, 44, p, 892-898.

VAN STRAATEN, P. (2007). **Agrogeology: the use of rocks for crops**. Enviroquest Limited Cambridge, Ontario, 426p.

VEIHMEYER, F. J., HENDRICKSON A. H. (1927). **The relation of soil moisture to cultivation and plant growth** *Soil Sci.*, 3, pp. 498-513.

VOSE, J, M, MINIAT, C, F, LUCE, C, H, ASBJORNSEN, H., CALDWELL, P, V, CAMPBELL, J, L, ... SUN, G, (2016), Ecohydrological implications of drought for forests in the United States, **Forest Ecology and Management**, 380, 335–345, doi:10.1016/j.foreco.2016.03.025.

WANG, J.; HESKETH, J.D.; WOOLLEY, J.T. (1986). Preexisting channels and soybean rooting patterns. **Soil Science**, Baltimore, v.141, p.432-437.

WEIL, R. R., & BRADY, N. C. (2017). **The Nature and Properties of Soils**, 15th ed.: Pearson Education.

WEIL, R.R., BRADY, N.C. (2017). **The Nature and Properties of Soils**, 15th ed.: Pearson Education.

WIESMEIER, M., URBANSKI, L., HOBLEY, E., LANG, B., VON LÜTZOW, M., MARIN-SPIOTTA, E., ... KÖGEL-KNABNER, I. (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. **Geoderma**, 333, 149–162. doi:10.1016/j.geoderma.2018.07.026.

Yang, Fei; Zhang, Gan-Lin; Yang, Jin-Ling; Li, De-Cheng; Zhao, Yu-Guo; Liu, Feng; Yang, Ren-Min; Yang, Fan (2014). Organic matter controls of soil water retention in an alpine grassland and its significance for hydrological processes. **Journal of Hydrology**, 519(), 3086–3093. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.10.054.

Zhang, L., Podlasly, C., Feger, K. H., Wang, Y., Schwärzel, K. (2015). Different land management measures and climate change impacts on the runoff – A simple empirical method derived in a mesoscale catchment on the Loess Plateau. **Journal of Arid Environments**, 120(), 42–50. doi:10.1016/j.jaridenv.2015.04.005.