



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIENCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

RAÍ REBOUÇAS CAVALCANTE

**ACURÁCIA DE MODELOS DIGITAIS DE ELEVAÇÃO E PROCESSOS
HIDROSEDIMENTOLÓGICOS EM MICROBACIA HIDROGRÁFICA NO
SEMIÁRIDO**

FORTALEZA

2019

RAÍ REBOUÇAS CAVALCANTE

ACURÁCIA DE MODELOS DIGITAIS DE ELEVAÇÃO E PROCESSOS
HIDROSEDIMENTOLÓGICOS EM MICROBACIA HIDROGRÁFICA NO SEMIÁRIDO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias hidrográficas no semiárido.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes.

FORTALEZA

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

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

- C364a Cavalcante, Raí Rebouças.
Acurácia de modelos digitais de elevação e processos hidrossedimentológicos em microbacia hidrográfica no semiárido / Raí Rebouças Cavalcante. – 2020.
118 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2020.
Orientação: Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes.
1. Erosão hídrica . 2. RPA. 3. Floresta Tropical Sazonalmente Seca. I. Título.

CDD 630

RAÍ REBOUÇAS CAVALCANTE

ACURÁCIA DE MODELOS DIGITAIS DE ELEVAÇÃO E PROCESSOS
HIDROSEDIMENTOLÓGICOS EM MICROBACIA HIDROGRÁFICA NO SEMIÁRIDO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias hidrográficas no semiárido.

Aprovada em: ___/___/___.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Ph.D. Adunias dos Santos Teixeira
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dra. Isabel Cristina da Silva Araújo
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Pesquisador Dr. Carlos Alberto Kenji Taniguchi
Embrapa Agroindústria tropical

Aos meus pais, Ozanira Rebouças Cavalcante
(*in memoriam*) e Raimundo Alves Cavalcante
(*in memoriam*).

Às minhas irmãs Rejane Rebouças e Renata
Rebouças.

Ao meu namorado Jefferson Cândido Sampaio.

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente a Deus, sem ele não teria chegado até aqui.

Meus pais, que me deixaram tão cedo, mas que plantaram as sementes da perseverança e da humildade. Minha mãe, mulher forte, conseguiu completar sua missão que sempre foi educar e formar seus filhos, mesmo após seu falecimento sempre me guiou e abriu portar lá do céu, agradeço todo amor e carinho que você teve/tem por mim. Meu pai, falecido durante o período do meu mestrado, sempre me apoiou nos estudos durante a graduação e na pós-graduação, nunca deixando me faltar nada, eu agradeço muito por todo apoio e amor que desenvolvemos nesses últimos 7 anos, sinto muito sua falta.

À minha segunda família, Rejane e Daniel, minha irmã e cunhado. Vocês sempre serão fundamentais em todas conquistas realizadas na minha vida, vocês foram minha base após o falecimento da minha mãe. Seja na graduação, e na pós-graduação vocês dividem esse mérito comigo.

À minha irmã Renata Rebouças Cavalcante, você meu guia desde pequeno nos estudos básicos. Choramos juntos no dia da matrícula no curso de Agronomia em 2011, e hoje 8 anos depois você está junto comigo nessa nova conquista.

À minha terceira família, Jefferson Candido Sampaio e Maria de Fátima Sampaio, meu namorado e minha sogra-avó, vocês foram o suporte durante todo o mestrado, me acolhendo em seu lar, seguraram a bola quando as coisas ficaram difíceis, e foram vários momentos difíceis. Jefferson agradeço a você por ser companheiro e ter paciência ao me ver nas longas noites de estudo e estresse que tive durante esses 2 anos, tenho certeza que posso contar com você para tudo nessa vida.

Ao professor Dr. Fernando Bezerra Lopes, pela sua dedicação e companheirismo durante o processo de orientação, sempre disponível nas idas ao campo, nas longas viagens de coleta de campo. Você foi fundamental para o fechamento desse ciclo, e no fechamento do meu trabalho.

À Professora Ph.D. Eunice Maia de Andrade, pelos ensinamentos durante as aulas, e pela honra de participar do grupo de pesquisa, no qual ela foi a grande idealizadora.

Ao Professor Ph.D. Adunias dos Santos Teixeira, pela imensa dedicação durante as aulas, a nos ensinar valores profissionais e levar a academia a sério. Meus conhecimentos adquiridos durante suas aulas foram fundamentais na execução de parte do meu trabalho.

À Professora Dra. Isabel Cristina da Silva Araújo, primeiramente, pela satisfação em tê-la como membra avaliadora da minha pesquisa, e pelos momentos alegres e difíceis que dividimos no simpósio do semiárido.

À Universidade Federal do Ceará e ao Departamento de Engenharia Agrícola do Centro de Ciências Agrárias, pela oferta deste curso de qualidade em nome do coordenador de Pós-Graduação, Carlos Alexandre Gomes, pela excelente qualidade do ensino proporcionado. Agradeço a todos os professores, o Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola por todos os ensinamentos e dedicação durante o processo de ensino que tivemos.

À Embrapa Agroindústria Tropical, e em especial ao Dr. Carlos Taniguchi pelo acompanhamento nas análises de laboratório que foram fundamentais para execução deste trabalho.

À equipe de apoio da Fazenda Experimental Vale do Curu, sem vocês toda a parte de campo do meu experimento em Pentecoste não seria executada, vocês são fundamentais para a pesquisa na UFC.

Aos meus colegas do grupo MASSA que ajudaram a levar esse mestrado de forma mais leve e gratificante, às vezes virando noite estudando em véspera de entrega dos relatórios: Diego Antunes, Fernanda Helena, Emanuel Gomes, Frédson, Mônica, Aryelle, Givanilson, Erialdo, Valéria, Nicole. Aos meus colegas do departamento em especial: Ana Maria, Mayara, Gláuber, Thales, Márcio, Júlia.

A todos que incentivaram e colaboraram para a execução desta pesquisa.

Muito obrigado.

RESUMO

O uso do sensoriamento remoto (SR) tem auxiliado na interpretação das características da paisagem, principalmente em escala de bacia hidrográfica. As aeronaves remotamente pilotadas (RPA) estão em evidência na geração de modelos digitais de elevação (MDEs) com baixo custo de execução e com maior precisão dos dados. Os MDEs representam a variabilidade tridimensional do terreno fornecendo informações imprescindíveis para estudos de hidrologia, erosão e caracterização de bacias hidrográficas. A erosão hídrica é intensificada pela interação de fatores edafoclimáticos e acelerada pela interferência do homem. O estudo da erosão em escala de parcela de erosão ajuda a entender os processos hidrossedimentológicos em escalas maiores. Na tentativa de mitigar os efeitos da erosão, práticas conservacionistas se apresentam como alternativas aos manejos convencionas de agricultura no semiárido. Deste modo, objetivou-se avaliar a qualidade dos modelos digitais de elevação na caracterização fisiográfica de microbacia hidrográfica e identificar a influência do manejo do solo na geração do escoamento superficial, perdas de solo e nutrientes. A pesquisa foi desenvolvida na Microbacia Experimental Vale do Curu (MEVC), localizada na Bacia Experimental Vale do Curu (BEVC), cujas coordenadas do exutório são latitude 3° 48' 16,15'' e longitude 39° 20' 47,28'', pertencente a fazenda experimental da Universidade Federal do Ceará, no município de Pentecoste, Ceará. Foram usados MDEs obtidos por dados SRTM e ALOS PALSAR e MDEs obtidos por RPA com altura de voo de 100, 150 e 200 m em expedições em 2017 e 2019. Foram avaliados os dados aerofotogramétricos obtidos pelo software *Argsoft PhotoScan*, e o enquadramento dos MDEs quanto o Padrão de Exatidão Cartográfico (PEC), posteriormente foi analisada a influência dos MDEs na caracterização morfométrica da MEVC. Para determinar a erosão em escala de parcela, foram empregadas quatro coberturas de solo: CN12-FTSS em pousio há 12 anos, CN43- FTSS em pousio há 43 anos, CPL-cultivo de feijão-caupi em nível com leiras e CPq - cultivo de feijão-caupi no sentido da declividade após queima. O período estudado compreendeu os meses de fevereiro a julho de 2019. Foi quantificado o volume escoado superficialmente em cada evento erosivo, e coletadas amostras para determinação de perda de sedimento e nutrientes. Foram monitorados 13 eventos erosivos, com escoamento de no mínimo uma parcela. O alinhamento das imagens por RPA sofreu influência da Floresta Tropical Sazonalmente Seca (FTSS) que compõem, majoritariamente, a cobertura da microbacia. Os dados de elevação SRTM, ALOS e RPA a 200 m apresentaram erros médios de -3,72; -3,90 e 3,99 em relação aos pontos de validação, respectivamente. O melhor

enquadramento em relação a PEC foi para o MDE obtido por RPA a 100 m na expedição 2017, que foi classificado como classe A na escala de 1:2.000. Os demais modelos para serem avaliados como classe A teriam que estar em escalas acima de 1:10.000. Os MDEs com alta resolução espacial geraram com maior precisão as linhas de drenagem da microbacia. A microbacia tem formato alongado e com baixa tendência à enchente, em todas as delimitações automáticas. Quanto à influência do manejo na geração de escoamento, foi observado que os eventos de maior erosividade se concentraram nos meses de abril e julho. A parcela CN43 apresentou apenas um escoamento durante todo período estudado e a perda de solo na parcela com prática conservacionista foi menor que o manejo com FTSS em pousio há 12 anos. As maiores perdas de solo e nutrientes foram registradas na parcela CPq. O uso de práticas conservacionistas no semiárido mostrou ter grande potencial na redução da perda de solo e nutrientes, no entanto, não surtiu efeito no volume total das enxurradas.

Palavras-chave: Erosão hídrica. RPA. Floresta Tropical Sazonalmente Seca.

ABSTRACT

The use of Remote Sensing (SR) helps in interpreting landscape features, especially at the watershed scale. Remotely Piloted Aircraft (RPA) is in evidence for the generation of Digital Elevation Models (DEM) with low execution cost and higher data accuracy. DEM's represent the three-dimensional variability of terrain providing essential information for hydrology, erosion and watershed characterization studies. Water erosion is intensified by the interaction of edaphoclimatic factors and accelerated by human interference. Studying erosion on an erosion parcel scale helps to understand hydrosedimentological processes on larger scales. In an attempt to mitigate the effects of erosion, conservationist practices are presented as alternatives to conventional management in semi-arid agriculture. Thus, the objective was to evaluate the quality of digital elevation models for the morphometric characterization of the watershed and to identify the influence of soil management on runoff generation, soil losses and nutrients. The research was conducted in the Curu Valley Experimental Microbasin (MEVC), located in the Curu Valley Experimental Basin (BEVC), whose exutory coordinates are latitude $3^{\circ} 48' 16.15''$ and longitude $39^{\circ} 20' 47.28''$, belonging to an experimental farm of the Federal University of Ceará, in the city of Pentecoste, Ceará. DEM's obtained by SRTM and ALOS PALSAR data, and MDEs obtained by RPA with flight height of 100, 150 and 200 m were used in 2017 and 2019 expeditions. The aerofogrammetric data obtained by Argsoft PhotoScan software and the MDEs framing were evaluated. As for the Cartographic Accuracy Standard (PAC), the influence of the DEMs on the morphometric characterization of the SEMC was analyzed. To determine the erosion in plot scale, four different soil coverings were used: CN12- DTF fallow 12 years ago, CN43- DTS fallow 43 years ago, CPL-cowpea cultivation with leiras and CPq - cultivation of cowpea towards slope after burning. The period studied ranged from February to July 2019. Surface runoff volume was quantified at each erosive event, and samples were collected to determine sediment and nutrient loss. Thirteen erosive events were monitored, with runoff of at least one plot. The alignment of the images by RPA was influenced by the Dry Tropical Forest (FTSS) that make up mostly the cover of the watershed. SRTM, ALOS and RPA elevation data at 200 m presented average errors of -3.72; -3.90 and 3.99 in relation to the validation points, respectively. The best framing for PEC was for the 100 m RDE MDE in the 2017 expedition, which was rated class A on the 1: 2000 scale. The other models to be evaluated as class A would have to be in scales above 1: 10,000. High spatial resolution DEM's more accurately generated the watershed drainage lines. The watershed was

characterized as elongated shape and with low tendency to flood, in all automatic delimitations. Regarding the influence of management on runoff generation, it was observed that the most erosive events were concentrated in April and July. The CN43 plot presented only one runoff during the whole study period and the soil loss in the conservation practice plot was lower than in the DTS fallow plot 12 years ago. The largest soil and nutrient losses were registered in the conventionally managed plot. The use of conservation practices in the semiarid region has been shown to have great potential for reducing soil and nutrient loss, however, had no effect on reducing the total volume of runoff.

Keywords: Water erosion. RPA. Dry Tropical Forest.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Modelos de RPAs de asa fixa.....	21
Figura 2	– Modelo de RPA multirrotor (Phantom 3, DJI).....	22
Figura 3	– Delimitação da região semiárida brasileira e da região de floresta Tropical Sazonalmente seca brasileira.....	27
Figura 4	– Mapa de localização da área experimental.....	41
Figura 5	– Cobertura dos voos realizados nas expedições de 2017 e 2019.....	43
Figura 6	– Base de coleta geodésica e pontos de controle	44
Figura 7	– Determinação da ondulação elipsoidal dos pontos de controle do projeto ..	45
Figura 8	– Fluxograma da execução do projeto de geração de modelo digital elevação (MDE) da microbacia experimental vale do curu (MEVC)	46
Figura 9	– Distribuição dos pontos de validação e dos perfis longitudinais na área experimental.....	50
Figura 10	– Fluxograma da extensão <i>Archydro</i> para delimitação automática de bacia...	51
Figura 11	– Resultado do alinhamento das imagens aerofotogramétricas dos voos à 100 m da expedição 2017 (A), à 100 m da expedição de 2019 (B), à 150 m da expedição 2019 (C) e à 200 m da expedição 2019 (D).....	54
Figura 12	– Reconhecimento de <i>tie points</i> sobre influência da vegetação densa (A) e esparsa (B) no voo à 150 m da expedição de 2019	55
Figura 13	– Reconhecimento de <i>tie points</i> sobre efeito da mudança no padrão de sombreamento em voo à 200 m da expedição de 2019	57
Figura 14	– Modelos digitais de elevação em função das alturas de voo de RPA; (A) voo à 100 m, (B) voo à 150 m e (C) voo à 200 m	58
Figura 15	– Modelo 3D (<i>Buil Mash</i>) do modelo digital de elevação obtido por RPA à 100 m (A), 150 m (B) e 200 m (B)	59
Figura 16	– Espacialização das discrepâncias altimétricas nos pontos de validação, antes e depois da retirada da tendência do erro sistêmico	61

Figura 17 – Altimetria do MDE obtido por RPA com voo à 100 m	63
Figura 18 – Perfil transversal 1 gerado por diferentes MDE's e Pontos De Validação (PDVs) em campo	64
Figura 19 – Perfil transversal 2 gerado por diferentes MDEs e Pontos De Validação (PDVs) em campo.....	65
Figura 20 – Perfil transversal 3 gerado por diferentes MDEs e Pontos De Validação (PDVs) em campo.....	67
Figura 21 – Uso e ocupação de região de interesse da microbacia experimental.....	67
Figura 22 – Mapa de drenagem da microbacia experimental em função dos modelos digitais de elevação, SRTM (A), ALOS (B), RPA à 200 m (C) e RPA à 100 m (D)	70
Figura 23 – Altimetria da MEVC em função dos modelos digitais de elevação, SRTM (A), ALOS (B), RPA à 200 m (C) e RPA à 100 m (D)	71
Figura 24 – Declividade da MEVC em função dos modelos digitais de elevação, SRTM (A), ALOS (B), RPA à 200 m (C) e RPA à 100 m (D)	72
Figura 25 – Localização da Microbacia Experimental Vale do Curu (MEVC).....	82
Figura 26 – Parcela de erosão (Wischmeier) CN12 e CN43, (A, C) e (B, D), respectivamente, no período seco e chuvoso.....	83
Figura 27 – Tanques coletores padrão de 25 L e 200 L.....	84
Figura 28 – Cobertura das parcelas de erosão com floresta Tropical Sazonalmente seca preservada com 12 anos de pousio (A) e 43 anos de pousio (B).....	85
Figura 29 – Manejo de derrubada da vegetação (A e B), enleiramento do material vegetal (C) e queima do material vegetal (D)	86
Figura 30 – Plantio de feijão-caupi em nível com leiras (A) e morro a baixo após queimada (B)	87
Figura 31 – Croqui da área experimental das parcelas com cultivo de feijão-caupi com prática conservacionista (A) e convencional (B)	88
Figura 32 – Coleta de amostras de água dos tanques coletores.....	90

Figura 33 – Instrumentação de precipitação pluviométrica.....	91
Figura 34 – Análise de sólido totais pelo método da filtragem.....	92
Figura 35 – Uso do espectrofotômetro de plasma nas análises de nutrientes	92
Figura 36 – Precipitação pluviométrica do acumulado de 24 horas, 2019.....	96
Figura 37 – Precipitação e Erosividade (EI_{30}) das precipitações erosivas.....	98
Figura 38 – Umidade do solo em função do manejo do solo analisado e da precipitação incidente, no período de fevereiro a julho de 2019.....	101
Figura 39 – Razão entre precipitação e umidade do solo em função ao manejo do solo aplicado.....	103
Figura 40 – Perda de solo em função do manejo do solo aplicado nas parcelas experimentais.....	104
Figura 41 – Relação entre perda de solo estimada e medida em manejos do solo distintos.....	110

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Características dos voos realizados em cada expedição	43
Tabela 2	– Padrão de Exatidão Cartográfica (PEC) entre os modelos digitais de elevação e os pontos de controle coletados na microbacia	49
Tabela 3	– Equações de determinação dos principais parâmetros morfométricos da microbacia hidrográfica.....	52
Tabela 4	– Resumo do tempo de processamento do <i>ArgSoft Photoscan</i> para os quatro processamentos	53
Tabela 5	– Análise da tendência e estatística do erro dos modelos digital elevação	60
Tabela 6	– Dados estatísticos das diferenças altimétricas dos modelos de elevação de plataforma orbital e por RPA na Microbacia Experimental do Vale Curu (MEVC)	62
Tabela 7	– Características fisiográficas da microbacia experimental	69
Tabela 8	– Características físicas das parcelas e cobertura antes e durante o estudo	85
Tabela 9	– Atributos físicos do solo das parcelas.....	89
Tabela 10	– Atributos químicos do solo das parcelas.....	89
Tabela 11	– Valores de S para equação de erodibilidade (K).....	94
Tabela 12	– Valores de P para equação de erodibilidade (K).....	94
Tabela 13	– Distribuição da precipitação (P1, P2 e P3) e dos dias secos consecutivos (V1, V2 e V3) ao longo dos meses de fevereiro e julho de 2019.....	97
Tabela 14	– Erosividade mensal da precipitação na microbacia experimental (MEVC) em Pentecoste, ano de 2019	97
Tabela 15	– Resumo dos processos de perda de água nas parcelas em 2019.....	99
Tabela 16	– Umidade do solo em função do manejo do solo nos dias geradores de escoamento.....	102
Tabela 17	– Parâmetros químicos da água da enxurrada e perdas totais de nutrientes em função do manejo do solo.....	106

Tabela 18 – Estimativa do fator de cobertura (C) e prática conservacionista (P) da RUSLE para diferentes manejos do solo	111
---	-----

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	17
1.1	Hipóteses e Objetivos	19
1.1.1	Hipóteses.....	19
1.1.2	Objetivos.....	19
1.1.2.1	Geral.....	19
1.1.2.2	Específicos	19
2	CAPÍTULO I – REFERENCIAL TEÓRICO.....	20
2.1	Geoprocessamento e os recursos naturais.....	20
2.1.1	<i>Aeronaves Remotamente Tripuladas.....</i>	21
2.1.2	<i>Modelos digitais de elevação.....</i>	23
2.2	A relação do processo erosivo no semiárido.....	25
2.2.1	<i>Erosão no semiárido.....</i>	27
2.2.2	<i>Práticas conservacionistas no controle da erosão no semiárido.....</i>	28
2.3	Modelos de estimativa da erosão.....	30
3	CAPÍTULO II – ANÁLISE DA ACURÁCIA DE DIFERENTES MODELOS DIGITAIS DE ELEVAÇÃO NA CARACTERIZAÇÃO FISIOGRÁFICA DE MICROBACIA NO SEMIÁRIDO.....	37
3.1	Introdução.....	39
3.2	Material e métodos.....	41
3.2.1	<i>Localização do estudo.....</i>	41
3.2.2	<i>Modelos de elevação por satélite.....</i>	42
3.2.3	<i>Levantamento da topografia por RPA.....</i>	42
3.2.4	<i>Coleta dos pontos de controle (PDC).....</i>	44
3.2.5	<i>Processamento dos voos por RPA.....</i>	45
3.2.6	<i>Métodos de avaliação de tendência e acurácia dos dados.....</i>	47
3.2.7	<i>Delimitação automática e caracterização fisiográfica da microbacia.....</i>	51
3.3	Resultados e Discussão.....	53
3.3.1	<i>Processamento das imagens de RPA.....</i>	53
3.3.2	<i>Análise de tendência e exatidão dos modelos digitais de elevação.....</i>	60
3.3.3	<i>Análise dos perfis longitudinais.....</i>	64
3.3.4	<i>Delimitação e caracterização fisiográfica automática da microbacia.....</i>	68

3.4	Conclusão.....	74
4	CAPÍTULO III – ANÁLISE DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTO E PERDAS DE NUTRIENTES EM DIFERENTES MANEJOS DE SOLO NO SEMIÁRIDO.....	78
4.1	Introdução.....	80
4.2	Material e métodos.....	82
4.2.1	<i>Área de estudo.....</i>	82
4.2.2	<i>Parcelas experimentais.....</i>	83
4.2.2.1	<i>Cobertura das parcelas.....</i>	84
4.2.3	<i>Aspectos físico e químicos do solo.....</i>	88
4.2.4	<i>Coletas de água.....</i>	89
4.2.5	<i>Umidade do solo.....</i>	90
4.2.6	<i>Precipitação pluviométrica.....</i>	90
4.2.7	<i>Análise de perda de solo e água.....</i>	91
4.2.8	<i>Análise da perda de nutrientes.....</i>	92
4.2.9	<i>Estimativa de perda de solo.....</i>	93
4.2.9.1	<i>Erosividade (R)</i>	93
4.2.9.2	<i>Erodibilidade (K)</i>	94
4.2.9.3	<i>Fator topográfico (LS)</i>	94
4.2.9.4	<i>Fator de cobertura e pratica conservacionista (CP)</i>	95
4.3	Resultados e discussão.....	96
4.3.1	<i>Comportamento da precipitação pluviométrica.....</i>	96
4.3.2	<i>Escoamento superficial.....</i>	98
4.3.3	<i>Influência da umidade do solo na perda de água.....</i>	100
4.3.4	<i>Perdas de solo.....</i>	102
4.3.5	<i>Perda de nutrientes.....</i>	105
4.3.6	<i>Estimativa do fator CP e da perda do solo.....</i>	109
4.4	Conclusão.....	112
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	113
	REFERÊNCIAS	114

1 INTRODUÇÃO GERAL

As mudanças no uso e ocupação da terra estão diretamente ligadas as atividades humanas, assim, os mais diversos ecossistemas pelo mundo são antropizados e tendem a perder a sustentabilidade dos seus recursos naturais. Nos ecossistemas semiáridos estes impactos são mais intensos, visto que a demanda hídrica é maior e há acesso limitado à tecnologia, deste modo, os impactos vão além dos ambientais, gerando êxodo rural e escassez de alimentos.

No planejamento dos recursos naturais é fundamental entender os processos de entrada e saída do ecossistema. Nesse contexto o estudo de bacias hidrográficas tem papel determinante para o conhecimento do meio ambiente que se deseja analisar ou manejar. No semiárido o entendimento do ciclo hidrológico em escala de bacias é crucial para a gestão dos recursos hídricos da região, e suas características físicas e bióticas influenciam nos processos de infiltração, volume de água produzida, escoamento superficial e erosão.

Atualmente, no processo de delimitação e caracterização de bacias hidrográficas é feita uma integração de informações da superfície do terreno em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG) de forma que o desenvolvimento de técnicas de geoprocessamento e de sensoriamento remoto tornou menos onerosa e rápida na aquisição de dados de elevação do terreno. A distribuição espacial dos dados de altura e da superfície do terreno são conhecidos como Modelos Digital de Elevação (MDEs), e, hoje, estes modelos são mais facilmente gerados graças às técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto.

Neste cenário, as aeronaves remotamente tripuladas (*Remotely Piloted Aircraft – RPA*) estão se destacando como alternativas na geração de MDE, visto que apresentam grande versatilidade e baixo custo em comparação a plataformas orbitais e a radares como o sistema *Light Detection and Ranging (LIDAR)*. Todavia, é fundamental salientar a necessidade de avaliar a exatidão destes modelos de elevação independentemente da sua fonte de aquisição, pois podem apresentar ruídos no processo de aquisição ou até mesmo interferências ambientais, seja pela sinuosidade do relevo, ou pela complexidade da vegetação.

Assim, os dados gerados pelos MDEs dão subsídio aos estudos de fisiográficos de uma bacia hidrográfica facilitando o estudo dos processos hidrossedimentológicos. Outra fonte de dados importantes para os estudos hidrossedimentológicos é a avaliação da erosão. A escassez de informações padronizadas de perda de solo é reconhecida mundialmente, onde os Estados Unidos são, provavelmente, a única nação com banco de dados contínuo de erosão.

Deste modo, o entendimento dos fatores que interferem na erosão é importante para a redução dos seus impactos. Wichmeier; Smith (1978) por meio da Equação Universal de Perda de Solo (USLE) em estudos de parcelas de erosão determinou os principais fatores ligados a erosão como a erosividade das precipitações, a erodibilidade do solo, a topografia do terreno, a cobertura do solo e as práticas conservacionistas aplicados, e através de suas metodologias padronizaram as técnicas de quantificar a erosão.

Atualmente as pesquisas sobre erosão buscam medir a influência destes fatores em diferentes ambientes, principalmente justificado pelo uso intensivo, como a atividade agrícola e pecuária tradicional empregada nesta região acelera o processo erosivo, principalmente, pela redução da cobertura causada pelo extrativismo e pelo desmatamento da floresta tropical sazonalmente seca causado pela expansão agrícola.

De modo a mitigar a erosão neste ambiente, as práticas conservacionistas destacam, pois, amenizam fortemente os seus efeitos causados pelas intensas precipitações pluviométricas. O plantio em nível e o enleiramento, são práticas que vem sendo utilizadas na quebra de conectividade do escoamento superficial, reduzindo sua velocidade, deste modo, favorecendo a infiltração da água no solo, o que aumenta a disponibilidade de água para as culturas, quanto reduz as perdas de nutriente e solo na água escoada. Com a maior permanência da água no solo, o desenvolvimento das culturas é favorecido, aumentando a produtividade das mesmas. Portanto, levantamentos topográficos mais precisos e com maior resolução espacial servem de base de dados que facilitam a compreensão dos processos hidrossedimentológicos em diversas escalas, principalmente, em microbacia.

1.1 Hipóteses e Objetivos

1.1.1 Hipóteses

1. Modelos digitais de elevação obtidos por imagens aerofotogramétricos ao nível suborbital apresentam boa acurácia dos dados em região de floresta tropical sazonalmente seca (FTSS); A caracterização fisiográfica de microbacias hidrográficas é mais adequada quando são utilizados dados de elevação com alta resolução espacial e boa acurácia dos dados.

2. O uso de práticas conservacionistas, como o enleiramento de resíduos da FTSS em nível, é mais eficiente na redução de perda de solo e água, e conseqüentemente, de nutrientes. Quanto maior o pousio da FTSS menor são as perdas de solo e água no ambiente semiárido.

1.1.2 Objetivos

1.1.2.1 Geral

Avaliar a qualidade dos modelos digitais de elevação obtidos à nível de aquisição orbital e suborbital, bem como a caracterização fisiográfica de microbacia experimental em região semiárida. Identificar a influência do manejo do solo na geração do escoamento superficial e avaliar as perdas de solo, água e nutrientes, na fração líquida, em parcelas de erosão padrão no semiárido.

1.1.2.2 Específicos

1. Avaliar a influência da altura do voo na geração de dados em área de vegetação densa;
2. Identificar a relação entre resolução espacial dos MDEs e o levantamento das características fisiográficas de microbacia em região semiárida;
3. Analisar a relação da umidade antecedente do solo em função do manejo na geração do escoamento superficial;
4. Mensurar a perda de solo e água em diferentes usos de solos;
5. Quantificar a perda de nutrientes solúveis da perda por erosão.
6. Estimar o fator de cobertura e práticas conservacionistas (CP).

2 CAPÍTULO I – REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Geoprocessamento e os recursos naturais

Antes de planejar a utilização dos recursos naturais é imprescindível o conhecimento prévio destes, por meio de suas características qualitativas e quantitativas. Nesse contexto, a caracterização de bacias hidrográficas tem papel intuitivo para o conhecimento do meio ambiente que se deseja analisar ou manejar. Para isso, tem-se hoje em dia, utilizado-se do geoprocessamento e dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG), pois estes mostraram-se ferramentas significativamente apropriadas para análises na área ambiental, visto que são adequados para combinar diferentes informações com variadas finalidades com alta eficiência (SILVA, 2009).

Nesse ponto, destaca-se o relevo como característica fundamental no conhecimento do comportamento de um ambiente. Assim, o relevo sendo fonte fundamental na interpretação das características da paisagem, deve ser representado pelo geoprocessamento de forma precisa e eficiente, principalmente, nos estudos de hidrologia em regiões semiáridas, que definem a distribuição de redes de drenagem (RAMOS *et al.*, 2013).

Dados da topográfica, das características edáficas, do uso e ocupação do terreno podem ser reunidos na simulação de cenários passados, atuais ou futuros em estudos do comportamento hidrográfico (HUNG *et al.*, 2018). De acordo com Moreira *et al.* (2010), para obter maior eficiência, precisão e rapidez nos estudos físicos de bacia hidrográfica, é preciso utilizar dados cartográficos confiáveis, que representem à Terra de maneira mais realista. Neste sentido, com a evolução das tecnologias de sensoriamento remoto deixou de ser um problema na obtenção de dados mais precisos.

Neste contexto, as Aeronaves Remotamente Pilotas (RPAs) se evidenciam, por serem ferramentas leves e de fácil deslocamento, capazes de transportar sensores específicos para regiões de difícil acesso. O uso militar foi propulsor dos avanços tecnológicos na década de 80 desta tecnologia, usadas em diversas guerras (OLIVEIRA, 2019). O baixo custo associado a grande aplicabilidade das RPAs impactou na popularidade desta ferramenta na comunidade civil, segundo a AUVSI (Associação Internacional de Sistemas de Veículos Não Tripulados) a geração de empregos diretos e indiretos deve gerar na economia dos Estados Unidos 13,2 bilhões de dólares até 2025 (AJIBOLA; PRADHAN, 2019).

2.1.1 Aeronaves Remotamente Tripuladas

As RPAs possuem características específicas de acordo com o seu modelo, atualmente, elas são divididas em dois principais tipos: as de asa fixa e as que possuem multirotores, a escolha do modelo a ser utilizado depende muito dos objetivos do trabalho a ser executado. Os modelos de asa fixa normalmente são mais robustos, e exigem plataforma de decolagem e de pouso, a duração do voo é maior e apresentam alta capacidade de cobertura (FIGURA 1). As aeronaves multirotores (FIGURA 2) são mais leves e equipadas com até 8 pares de hélices e se assemelham bastante com os helicópteros; exigem apenas um campo de decolagem aberto sem obstáculos na vertical, são mais fáceis de manobrar e possuem maior capacidade para carregar cargas (PÁDUA *et al*, 2017).

Figura 1- Modelos de RPAs de asa fixa



Fonte: Pádua *et al*. (2017).

Figura 2. Modelo de RPA multirotor (Phantom 3, DJI)



Fonte: autor.

O desenvolvimento das engenharias se modernizou com a popularização das RPAs no mundo, sendo usadas nas mais diversas áreas do conhecimento, como arquitetura e engenharia civil (monitoramento e inventário de estruturas, monitoramento de riscos, etc.), ambiental (monitoramento de acidentes ambientais, estudos de processo erosivos) e, com destaque, agrícola. A agricultura de precisão se beneficiou com a modernização dessa tecnologia, sendo amplamente utilizada no monitoramento da safra, em análise de áreas degradada, monitoramento de pragas e doenças (SILVA, 2018).

A disponibilidade, o custo, a produtividade, a eficiência e as normas legais relacionadas aos sistemas fotogramétricos convencionais e os sistemas digitais (RPA) devem sempre ser avaliados, pois, estes possuem vantagens e desvantagens, de acordo com a finalidade a que será empregado (MEDEIROS *et al.*, 2008; REMONDINO *et al.* 2012).

A Legislação do controle do uso de aeronaves não tripuladas no Brasil é gerida pela Agência Nacional de Aviação Civil (ANAC), sendo controlada pela Agência Nacional de Telecomunicações (ANATEL). Essas instituições começaram a regular o uso de veículos remotamente tripulados a partir do ano 2000, desde então, paralelo a utilização crescente desses equipamentos em diversas áreas de trabalho e pesquisa, foram criadas leis e instruções

norteando os usuários para manter a segurança do espaço aéreo, bem como sua classificação e controle de operação (BRASIL, 2016).

Imagens de RPA preenchem a lacuna das imagens de satélites que são caras, dependentes do clima (presença de nuvens) e de baixa resolução e imagens obtidas em campo que são limitadas a perspectivas ao nível humano e disponibilidade de estradas acessíveis (SHEN *et al.*, 2013). Não apenas isso, os dados adquiridos por RPAs apresentam alto nível de acurácia (COSTA, 2016; HOLLER *et al.*, 2018), sendo aplicados para as mais variadas finalidades como mineração para obtenção de dados volumétricos, no levantamento de tubulações, estradas e cabos, assim como para análises de bacias hidrográficas.

As RPAs apresentam diversas vantagens por atuarem no sensoriamento remoto do tipo suborbital, como também são ferramentas que geram variados produtos como: ortomosaico, modelo digital de elevação e nuvem de pontos. A precisão destes produtos é definida principalmente pela utilização dos pontos de apoio. Os pontos de apoio são pontos fotoidentificáveis nas imagens que auxiliam o processamento dos dados. Esses pontos de apoio podem ser classificados de duas maneiras: PDC (Pontos de controle) ou *Check points* (Pontos de validação). Os PDC auxiliam no processamento de ajuste das imagens e os *Check points* são utilizados como referência para medir a acurácia dos produtos gerados (HUNG *et al.*, 2018).

Considerando que as RPAs conseguem adquirir pontos com precisão centimétrica caso o ajuste dos pontos de apoio ocorra de maneira eficiente, estes tornam-se ferramentas de altíssima precisão na geração de produtos para a engenharia. Assim, suas promissoras capacidades tornaram as RPAs um fenômeno na aviação, cujos investimentos brasileiros em pesquisa tornam-se extremamente necessários, pois nos últimos anos os países desenvolvidos vêm dedicando crescentes esforços para integrá-los ao espaço aéreo controlado, visando o aumento em sua utilização (OLIVEIRA, 2019).

2.1.2 Modelos digitais de elevação

Entre os dados obtidos com as técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto, tem-se o modelo digital de elevação (MDE), sendo dividido em modelo digital de superfície e terreno (MDS e MDT). O modelo digital de superfície (MDS) é a representação matricial da topografia, da vegetação, e tudo que está acima do terreno, em que cada célula, ou pixel, possui valor que indica a altitude média naquela posição. Os MDEs são ferramentas

usadas na geociência, capazes de representar valores altímetros do terreno (MENDES; CIRILO, 2001).

Por outro lado, quando o modelo retrata somente o relevo da paisagem, ele é considerado um modelo digital do terreno (MDT). São utilizadas diversas técnicas na aquisição de um MDE, como interpolação de curvas de nível, vetorização de cartas topográficas do IBGE, coleta de pontos em campo e posterior interpolação, sensores orbitais como SRTM, e o uso de radar *Light Detection and Ranging* (LIDAR).

Os principais produtos cartográficos disponíveis gratuitamente no mundo que possuem melhor resolução espacial são ALOS PALSAR e a missão *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) com 13 m e 30 m, respectivamente; estes são imageados por sensores acoplados em sondas a quilômetros de distância da superfície terrestre. Estes modelos são indicados para estudos de grande escala, tendo em vista que no processo de aquisição das informações topográficas houve interferências da vegetação no retorno do sinal ao radar interferométrico (COSTA *et al.*, 2010).

De acordo com o Silva *et al.* (2015), o uso de RPAs na obtenção de imagens aéreas do terreno se tornou a metodologia mais aplicada nos últimos anos para obtenção de modelos digitais da topografia. Os modelos obtidos por RPA apresentam elevado nível de detalhamento da superfície, principalmente por serem orientados por sistema de navegação de satélite (GNSS), sendo assim são adequados para estudos de microbacias hidrográficas (HUNG *et al.*, 2018). Nos estudos dos recursos naturais, principalmente na hidrologia, são largamente utilizados os modelos de terreno, devido à topografia ser fator determinante nos processos de escoamento superficial e agente potencializador da erosão (ZHANG *et al.*, 2018).

Os modelos digitais de elevação podem ter erros embutidos que afetam a qualidade planialtimétrico dos seus dados. Tanto os modelos de elevação orbitais quanto os gerados por RPA podem apresentar erros atribuídos as interferências na aquisição, influência da vegetação ou sombreamento das feições sobre o solo (PINHEIRO *et al.*, 2012).

A confiabilidade dos MDEs e ortofotos gerados por tecnologia aerofotogramétrica depende diretamente das características dos voos automáticos (altura, velocidade e outros), bem como dos níveis de sobreposição lateral e longitudinal das imagens, e do sensor utilizado. A utilização de alvos pré-sinalizados aumenta a precisão dos produtos gerados no processamento, apesar de aumentar os custos e tempo de operação dos projetos, o uso de pontos de controle garante maior precisão em sistemas de captura aerofotogramétrica (SILVA *et al.*, 2015; HUNG *et al.*, 2018).

O controle de qualidade destes produtos cartográficos no Brasil é avaliado pelo padrão de exatidão cartográfico (PEC), que é definido por um decreto que norteia a exatidão dos dados cartográficos quanto a acurácia planialtimétrica, ou seja, tridimensional (Coordenadas X, Y e Z). Por meio das discrepâncias dos produtos cartográficos e pontos de validação (homólogos) com precisão verificada é possível gerar estatísticas que estipulam a precisão do modelo de elevação, por exemplo. (RAMOS *et al.*, 2014).

2.2 A relação do processo erosivo no semiárido

A erosão é um processo natural de desprendimento das partículas superficiais do solo. Esse evento existe devido à ação de agentes erosivos, ocorrendo de forma natural e gradual e sendo contribuidor da formação de paisagens no ambiente. A erosão geológica é causada pelos agentes erosivos naturais, que são água (erosão hídrica) e vento (erosão eólica), no entanto, outros agentes podem atuar nesse processo com menor intensidade, como os microrganismos (erosão biológica), tendo a erosão hídrica como a condição mais ativa do processo de degradação dos solos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008).

O impacto das gotas de chuva sobre o solo é o ponto inicial do processo de erosão hídrica, com a energia cinética proveniente da precipitação da chuva como a responsável pela quebra das partículas na superfície. Essa desagregação causada pela gota da chuva permite que as pequenas partículas de solo fiquem soltas na superfície do solo, e que sejam levadas pelas enxurradas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2010).

O impacto das gotas da chuva desprende as partículas finas do solo, e por sedimentação, essas partículas obstruem a porosidade inicial da superfície do solo, reduzindo a velocidade de infiltração e favorecendo o escoamento superficial (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2010).

O escoamento superficial inicia-se quando a intensidade da chuva vence a capacidade da água de infiltrar no solo, ou quando o solo da camada superior está saturado, deste modo, a turbulência do escoamento transporta as partículas finas para jusante do terreno, num fluxo de transporte e deposição de sedimentos (SANTOS *et al.*, 2017).

Além dos fatores ligados a precipitação, a erosão também é influenciada pelos fatores edáficos relacionados a granulometria das partículas do solo, umidade antecedente, densidade do solo, nível de compactação (permeabilidade), e declividade do terreno (MEDEIROS *et al.*, 2014; ZHANG *et al.*, 2018).

A cobertura vegetal desempenha papel fundamental na redução da energia cinética das gotas de chuva, sendo conhecida por interceptação. A estrutura do extrato arbóreo redistribui e reduz a velocidade da precipitação, facilitando a infiltração da água no solo. Os efeitos da erosão hídrica são reduzidos com aumento da cobertura do solo e densidade da cobertura vegetal (ANDRADE *et al.*, 2016; SANTOS *et al.*, 2016; DAI *et al.*, 2018).

Outra forma que a erosão se apresenta é denominada erosão acelerada. Segundo Bertoni; Lombardi Neto (2008), também conhecida como erosão antrópica é considerada mais antiga que a própria agricultura, pois todas as modificações no ambiente, feitas pelo homem afetam esse processo. No entanto, grande parte da perda de solo no mundo ocorre em razão da não utilização de técnicas adequadas de manejo do solo na agricultura (DAI *et al.*, 2018).

As partículas do solo carregadas pelo fluxo do escoamento levam consigo grande volume de nutrientes adsorvidos nos seus coloides, bem como boa parte da matéria orgânica presente no solo. Além da perda de nutriente pela fração sólida (sedimento), a perda de nutriente ocorre também, na fração líquida no escoamento superficial (BERTONI; LOMABARDI NETO, 2010).

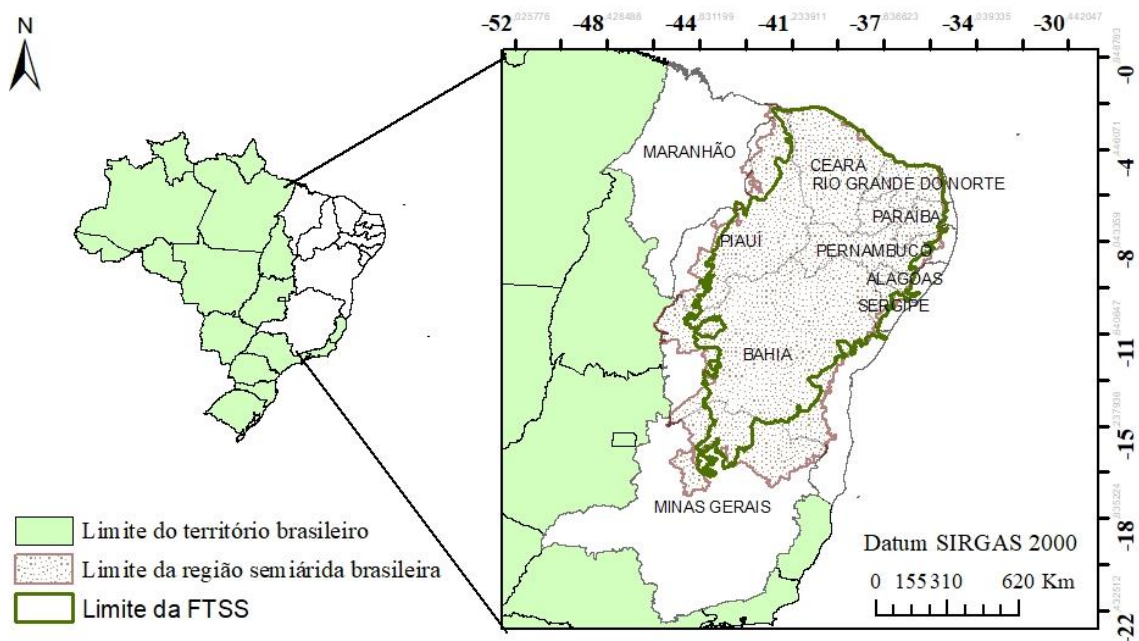
A erosão causa diversos problemas “*in situ*” como a redução de área agricultável, redução do armazenamento de água no solo e perda de matéria orgânica do solo. Ademais, os efeitos da erosão atingem todos os cursos hídricos de rios em bacias hidrográficas, podendo causar assoreamento dos corpos hídricos pela deposição de sedimento e reduzindo a capacidade de armazenamento de água de um reservatório (GUADAGNIN *et al.*, 2005; CERDAN *et al.*, 2010). A concentração de nutrientes transportados apresenta relação direta com o material erodido na camada superficial do solo, deste modo, é influenciada pelo tipo de solo, pelo manejo empregado (SANTOS *et al.*, 2016).

O estudo do impacto das ações antrópicas no ambiente iniciou pelas grandes potências mundiais, principalmente, pelos Estados Unidos na década de 30, e posteriormente pela Europa, em razão da redução de terras agricultáveis causadas pelo uso indiscriminado de máquinas agrícolas no campo. A padronização de metodologias em escala de parcela de erosão facilitou a organização dos dados no estudo da erosão. Os ensaios com chuva natural e simulada através dos anos auxiliaram os estudos do processo erosivo e das técnicas conservacionistas na busca pela redução dos efeitos da erosão acelerada (CERDAN *et al.*, 2010).

2.2.1 Erosão no semiárido

O novo mapeamento da região política do semiárido brasileiro seguiu três características: i) precipitação pluviométrica média anual inferior a 800 milímetros, ii) índice de aridez de até 0,5, iii) risco de seca maior que 60% (BRASIL, 2005). A região semiárida brasileira compreende 1.262 municípios, com área aproximada de 1 milhão de km² situada na região nordeste e no norte de Minas Gerais e é habitada por uma população de cerca de 24 milhões de pessoas (SUDENE, 2017) (FIGURA 3).

Figura 3 - Delimitação da região semiárida brasileira e da região de floresta Tropical Sazonalmente seca brasileira



Fonte: elaborado pelo autor.

A região semiárida brasileira apresenta características peculiares em comparação às regiões áridas do planeta, sua vegetação, floresta tropical sazonalmente seca (FIGURA 3), é conhecida tradicionalmente como Caatinga, nome indígena dado a mata branca ou vegetação aberta clara, conhecida no meio científico como floresta tropical sazonalmente seca, apresenta formação de vegetais xerófilas, caducifólias, lenhosa e espécies com muitos espinhos, o estrato arbóreo é esparsa, arbóreo-arbustivo e/ou arbustivo (RODAL; SAMPAIO, 2002).

A formação da flora da FTSS varia de acordo com as precipitações pluviométrica, e os aspectos físico-químicos dos solos, a rede hidrográfica e a ação antrópica. A região apresenta solo com baixo índice de cobertura, porém no período chuvoso, que compreende 4 a 5 meses do ano, seu estrato herbáceo se desenvolve com intensidade, proporcionando uma maior proteção ao solo (ARAÚJO *et al.*, 2013).

O déficit hídrico nessa região é causado principalmente pela elevada evaporação potencial, que varia pouco durante o ano, e pela distribuição das precipitações pluviométricas ocorrendo em apenas quatro meses do ano, restringindo o consumo vegetal, animal e humano por água (BRASIL, 2005). A pressão demográfica nessa região favorece o aumento na demanda por alimento e água, muitas vezes superando a capacidade produtiva, e através do desmatamento da FTSS acelera-se o processo de degradação da região (ALBUQUERQUE *et al.*, 2002). Estima-se que 45,3% de toda a área desta região já tenha sido modificada pela ação antrópica, e coloca o bioma como um dos mais modificados pelo homem no mundo (CASTELETTI *et al.*, 2004).

O manejo do solo no semiárido impacta diretamente no processo erosivo na Caatinga, sendo as práticas agrícolas inadequadas, as responsáveis pelos altos índices de perda de solo (PEREZ-MARIN *et al.*, 2006). Foram observadas perdas de solo de até 97 Mg ha⁻¹ano⁻¹ em parcelas com solo descoberto em estudos na região Nordeste. Segundo Araújo *et al.* (2013), o manejo intensivo do solo além da sua capacidade de uso, vem causando perdas de áreas agricultáveis, além de perdas na biodiversidade do bioma.

Destacando-se que a agricultura itinerante do desmatamento, a extração intensiva de madeira e as queimadas são os principais responsáveis pela potencialização do processo erosivo no semiárido. Uma vez que o tempo de pousio (regeneração) do solo não é reestabelecido, o mesmo começa a erodir de forma mais acelerada sofrendo maior efeito da chuva.

Em um grau mais elevado, a desertificação, é resultado dessa intensificação da agropecuária, inadequada, além de ser resultado do somatório de mais de 200 a 300 anos de práticas agrícolas que excedem a capacidade de uso do solo no semiárido (SÁ *et al.*, 1994; PEREZ-MARIN *et al.*, 2013).

2.2.2 Práticas conservacionistas no controle da erosão no semiárido

Os fatores bióticos e abióticos das regiões semiáridas do mundo potencializam a fragilidade dessas regiões quanto a oferta e demanda de água, além de reduzirem a capacidade de uso dessa região (ARAÚJO NETO *et al.*, 2013). A agropecuária e as práticas extrativistas, como extração de madeira, reduziram mais de 40% do território semiárido brasileiro, tornando a região cada vez mais frágil e susceptível ao processo de desertificação (ALBUQUERQUE *et al.*, 2002; CASTELETTI *et al.*, 2004).

No semiárido brasileiro são comuns práticas inadequadas de manejo do solo como: desmatamento indiscriminado, queimadas, cultivo morro a baixo em áreas declivosas, mecanização com implementos inadequados. Estas práticas agravam os processos de degradação nesta região (ALBUQUERQUE *et al.*, 2005). O uso do fogo como forma de limpeza da terra e o plantio itinerante são práticas corriqueiras de agricultores sertanejos, pois esta é a alternativa mais barata para suprir as demandas decorrentes da baixa fertilidade do solo (NUNES *et al.*, 2009), característica da região. Esta prática reduz a sustentabilidade da região a longo prazo, tornando as terras improdutivas (BORJA *et al.*, 2019).

No semiárido é comum o plantio de cultura de subsistência durante o período chuvoso, prática conhecida como sequeiro, comumente é plantado o feijão-caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.). Apesar de ter origem no continente africano, esta cultura é bastante explorada pelos pequenos produtores principalmente no Nordeste do Brasil. A produção do feijão-caupi na estação chuvosa corresponde a 71% de toda produção anual da cultura no semiárido (SANTOS *et al.*, 2008; VALE *et al.*, 2017).

Na safra de 2018/19 foram plantados mais de 360 mil hectares de feijão-caupi somente no Nordeste, alcançando uma produtividade média da região de 304 kg ha⁻¹, vale salientar que praticamente toda a safra de feijão-caupi é proveniente da agricultura familiar (CONAB, 2019). Em avaliações da produtividade de feijão-caupi foi observada produtividade máxima obtida com lâmina de 600 mm durante o seu ciclo (SANTOS *et al.*, 2008), demonstrando forte adaptação às condições climáticas da região semiárida (FREIRE FILHO *et al.*, 2011). Desta forma, ações para reduzir os efeitos da escassez hídrica durante as chuvas irregulares são fundamentais na manutenção da agricultura de subsistência do agricultor no semiárido.

As práticas conservacionistas aplicadas em regiões semiáridas amenizam fortemente os efeitos da erosão, causados pelas ações antrópicas. O uso destas práticas visa a ocupação e o manejo adequado do solo (NUNES *et al.*, 2009; XIN *et al.*, 2019). A cobertura do solo ameniza os efeitos do impacto das gotas de chuva, visto que áreas sem cobertura vegetal aumentam a capacidade de transporte pelo escoamento superficial (ZHOU *et al.*, 2016), e conseqüentemente, a proteção do solo pela presença da vegetação ou dos resíduos vegetais é também eficiente no combate a erosão, o aumento da rugosidade da superfície do solo reduz a velocidade do escoamento superficial e seu potencial carreador (DAI *et al.*, 2018).

A redução do escoamento superficial favorece a retenção de água “*in locu*” e o armazenamento garantindo melhor condições para o desenvolvimento das culturas

(EDUARDO *et al.*, 2013; EBABAU *et al.*, 2019). O enleiramento em nível dos resíduos vegetais oriundos das derrubadas das florestas segue o mesmo princípio dos cordões de pedra ou cordão vegetativo na tentativa de reduzir a velocidade do escoamento superficial. Apenas por eliminar o fogo da realidade da agricultura, o enleiramento de resíduos é uma ótima alternativa de caráter conservacionista. Além de ter efeitos positivos na manutenção da qualidade química do solo e aumento no armazenamento de água no solo (NUNES *et al.*, 2009), o uso de práticas conservacionistas atrelado a manipulação da floresta tropical sazonalmente seca pode aumentar a produção das culturas de subsistência em até 60% (ARÚJO FILHO, 2003; NUNES *et al.*, 2009).

2.3 Modelos de estimativa da erosão

Os estudos relacionados à estimativa da erosão iniciaram nos Estados Unidos na década de 1940, com o desenvolvimento de equações preditivas sobre produção de sedimento (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008). O uso de metodologias padronizadas é eficiente no fornecimento de dados usados na determinação de parâmetros de equações empíricas. De acordo com Cerdan *et al.* (2010), os Estados Unidos e a Europa, através de estudos investigativos, apresentam informações reais sobre taxas de erosão, realizados em campo em parcelas de erosão sob chuva natural.

Os modelos de estimativa da erosão podem ser classificados de três formas: i) empíricos, apresentam relação estatística entre variáveis selecionadas, tem grande controle experimental e estabelece relação entre os fatores controladores e de interesse (escoamento superficial e perda de solo; ii) conceituais, se baseiam num conjunto de fórmulas que representam o sistema de uma forma simplificada; iii) base física, equacionamento físico que descreve os processos hidrológicos e erosivos, necessitando de mais detalhamento (MINELLA *et al.*, 2010).

A Universal Soil Loss Equation (USLE) foi o primeiro modelo preditivo “global”, baseado na análise de 10.000 parcelas de erosão nos Estados Unidos em 1965, e aplicada em diferentes cenários por Wischmeier e Smith (1978). A USLE sofreu modificações para o uso em pastagens e ambientes florestais, e ficou conhecida como Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE), suas alterações foram nos fatores de cobertura (C) e de práticas conservacionistas (P), substituídos por fator de vegetação VM baseado em estudos de bacia florestais (USEPA, 1980).

Segundo Brooks *et al.* (2003), a partir da década de 1980 para explicar as mudanças temporais da erodibilidade do solo e outros fatores não considerados na USLE, foi desenvolvida a Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). As melhorias adicionadas a RUSLE proporcionaram maior aplicabilidade nos mais variados ecossistemas, foi desenvolvida pelo serviço de pesquisa em agricultura americana (*Agricultural Research Service*) em cooperação com a Universidade de Purdue, nos Estados Unidos, sendo um dos modelos empíricos mais usados na estimativa da taxa de erosão (SANTOS, 2009). Nesse modelo o processo de deposição de sedimento não é simulado, assumindo que o escoamento pode transportar uma infinita quantidade de sedimento até a parte mais baixa do terreno.

Segundo Minella *et al.* (2010), deve-se entender como ocorrem os diferentes processos de mobilização, transporte e deposição em escalas diferentes, desde micro parcelas à bacia hidrográfica como um todo. Os estudos em escala de parcela fornecem dados sobre a quantidade de solo deslocado, volume de água perdido e nutrientes carregados superficialmente em níveis de cobertura de solo diferentes, ou seja, podendo testar manejos de solos diferentes em parcelas homogêneas e controladas (CERDAN *et al.*, 2010).

A quantificação de solo perdido em bacia hidrográfica, depende do entendimento dos fatores que estão interligados a erosão, deste modo, para uma melhor aproximação da realidade os modelos matemáticos preditivos devem englobar a dinâmica desse processo. O desenvolvimento desses modelos de estimativa visa auxiliar no planejamento de ações de conservação do solo e água, bem como testar técnicas de controle da erosão através de simulações de diferentes cenários (MINELLA *et al.*, 2010).

REFERÊNCIAS

- AJIBOLA, I. I., MANSOR, S., PRADHAN, B., SHAFRI, H. Z. M. Fusion of UAV-based DEMs for vertical component accuracy improvement. **Measuremen**, p. 106795, 2019.
- ALBUQUERQUE, A. W. *et al.* Manejo da cobertura do solo e de práticas conservacionistas nas perdas de solo e água em Sumé, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 06, n. 01, p.136-141, 2002.
- ARAÚJO FILHO, J. **Manejo pastoril sustentável da caatinga**. IICA, Brasília (Brasil) Projeto Dom Helder Camara, Recife (Brasil) Projeto SEMEAR, Brasília (Brasil) Associação Brasileira de Agroecologia, Rio Grande do Sul (Brasil), 2013.
- ARAÚJO NETO, J. R. *et al.* Influence of land use/occupation on water quality in the Trussu river valley, Ceará, Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, n. 1, p. 59, 2017.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 6ª edição Ícone, São Paulo. 2008.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 7.ed. São Paulo, Ícone, 2010. 355p.
- BLACKIE, R. *et al.* As florestas tropicais secas: O estado de conhecimento global e recomendações para futuras pesquisas. **Center for International Forestry Research (CIFOR)**, Bogor, Indonésia, 2014.
- BORJA, M. E. *et al.* Short-term effects of prescribed burning in Mediterranean pine plantations on surface runoff, soil erosion and water quality of runoff. **Science of The Total Environment**, v. 674, p. 615-622, 2019.
- BRASIL. Exército Brasileiro. Norma da Especificação Técnica para Aquisição de Dados Geoespaciais Vetoriais de Defesa da Força Terrestre, (EB80-N-72.003) – 1ª Parte – 2ª Edição, publicado no Boletim do Exército nº 18, de 6 de maio de 2016.
- BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Secretária de Políticas de Desenvolvimento Regional. **Nova delimitação do Semiárido brasileiro**. Brasília-DF, p. 35, 2005.
- BROOKS, K. N.; FFOLIOTT, P. F.; MAGNER, J. A. **Hydrology and the management of watersheds**. Iowa: Wiley-Blackwell, 4 ed. 2003. 533p.
- CAMPOS FILHO, O. R. *et al.* Erosividade da chuva e erodibilidade do solo no agreste de Pernambuco. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 27, n. 9, p. 1363-1370, 1992.
- CASTELLETI, C.H.M.; *et al.* Quanto ainda resta da caatinga? Uma estimativa preliminar. 2000. In: SILVA, J.M.;TABARELLI, M.; FONSECA, M.T.; LINS, L.V. (Orgs.) Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Ministério do MeioAmbiente/Universidade Federal de Pernambuco, Brasília, p. 91-100. 2004.
- CERDAN, O., GOVERS, *et al.* Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. **Geomorphology**, v. 122, p. 167-177, 2010.

CONAB, Campanha Nacional de Abastecimento. Acomp. safra bras. grãos, v. 6 Safra 2018/19 - Sétimo levantamento, Brasília, p. 1-119, abril 2019.

CORRÊA, M. **Modelo de Veículos Aéreos não Tripulados Baseados em Sistemas Multi-agentes**. Tese (Doutorado em Engenharia Elétrica) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, p.89. 2008.

COSTA, R. A; ANDRADE, J R. Análise comparativa da precisão de coordenadas geográficas obtidas a partir de equipamentos GPS portáteis e de um módulo integrado a um drone. **Revista de Ciência, Tecnologia e Inovação**, v. 3, n. 5, 2018.

DAI, C. *et al.* Exploring optimal measures to reduce soil erosion and nutrient losses in southern China. **Agricultural water management**, v. 210, p. 41-48, 2018.

EDUARDO, E. N. *et al.* Erodibilidade, fatores cobertura e manejo e práticas conservacionistas em Argissolo Vermelho-Amarelo, sob condições de chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, 2013.

FREIRE FILHO, F. R.; *et al.*, E. V. Feijão-caupi: produção, melhoramento genético, avanços e desafios. Brasília: **Embrapa Informação Tecnológica**. 2011. 81p.

GUADAGNIN, J. C. *et al.* Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 2, 2005.

GUERRA, A. T. **Recursos naturais do Brasil**/ Antônio Teixeira Guerra. 3 ed. /Rio de Janeiro: IBGE, 1980. 220p.

HOLLER, W. A.; *et al.* P. de. Avaliação de acurácia e precisão de modelos digitais de superfície a partir de diferentes aeronaves remotamente pilotadas. **Revista Técnico Científica do CREA-PR**, n. 13, set. 20 p., 2018.

HUNG, M. N. W. B., *et al.* Levantamento com veículo aéreo não tripulado para geração de modelo digital do terreno em bacia experimental com vegetação florestal esparsa. Raega-O Espaço Geográfico em Análise, v. 43, p. 215-231, 2018.

KOMAZAKI, J. M.; CAMARGO, P. O.; GALO, M.; AMORIM, A. Avaliação da qualidade geométrica de modelos digitais do terreno obtidos a partir de imagens adquiridas com VANT. **Anais do XXVII Congresso Brasileiro de Cartografia e XXVI Expositiva**, SBC, Rio de Janeiro - RJ, p. 576-780, 2017.

KUNG, O., *et al.* The accuracy of automatic photogrammetric techniques on ultra-light uav imagery. International Archives of the Photogrammetry, **Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, Vol. XXXVIII-1/C22 UAV-g, Conference on Unmanned Aerial Vehicle in Geomatics, Zurich, Switzerland, 2011.

MEDEIROS, F. A. *et al.* Utilização de um veículo aéreo não-tripulado em atividades de imageamento georeferenciado. **Ciencia rural**, v. 38, n. 8, 2008.

MEDEIROS, P. H. A.; DE ARAÚJO, J. C. Temporal variability of rainfall in a semiarid environment in Brazil and its effect on sediment transport processes. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 7, p. 1216-1223, 2014.

MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. **Geoprocessamento em recursos hídricos: princípios, integração e aplicação**. ABRH, 2001.

MINELLA, J. P. G. *et al.* Processos e modelagem da erosão: da parcela à bacia hidrográfica. In.: PRADO, R. B.; TURETTA, A. P. D.; ANDRADE, A. G. (Org.). **Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. p. 105-121.

MOREIRA, L. C. J. *et al.* Variabilidade local e regional da evapotranspiração estimada pelo algoritmo SEBAL Local and regional variability of evapotranspiration estimated by SEBAL algorithm. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 6, p. 1148-1159, 2010.

NUNES, L. A. P. L., ARAÚJO FILHO, J. A., JÚNIOR, E. V. H., QUEIROZ, M.. Impacto da queimada e de enleiramento de resíduos orgânicos em atributos biológicos de solo sob caatinga no semi-árido nordestino. **Revista Caatinga**, 22(1), 131-140, 2009

OLIVEIRA, D. V. **Avaliação da acurácia posicional de dados espaciais gerados a partir do uso da RPA**. 2019. 138f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2019.

PEREZ-MARIN, A. M. *et al.*, Efeito da *Gliricidia sepium* sobre nutrientes do solo, microclima e produtividade do milho em sistema agroflorestal no agreste paraibano. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v.30, p.555 - 564, 2006.

PEREZ-MARIN, A. M. N *et al.* Núcleos de desertificação do semiárido brasileiro: ocorrência natural ou antrópica?. **Parcerias Estratégicas**, v. 17, n. 34, p. 87-106, 2013.

PINHEIRO, H. S. K.; CHAGAS, C. S.; JÚNIOR, W. C.; ANJOS, L. H. C. Modelos de elevação para obtenção de atributos topográficos utilizados em mapeamento digital de solos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.47, n.9, p.1384-1394, set. 2012.

RAMOS, Yoly S. *et al.* Integração Geoprocessamento SIG na identificação de área susceptíveis à inundação. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 7, n. 5, p. 91-95, 2013.

REMONDINO, F., DEL PIZZO, S., KERSTEN, T., TROISI, S. Low-cost and open-source solutions for automated image orientation – A critical overview. Proc. Euromed 2012, LNCS 7616, pp. 40-54. Springer, Heidelberg, 2012.
Robotics: **Science and Systems**, 2013.

RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. S. B. A vegetação do bioma caatinga. In: SAMPAIO, E. V. S. B *et al.* (Ed.). **Vegetação e flora da caatinga**. Recife: PNE/CNIP, p. 11-24.2002.

SÁ, I. B.; FOTIUS, G. A.; RICHÉ, G. R. **Degradação ambiental e reabilitação natural no trópico semiárido brasileiro**. ESQUEL/PNUD/Governo do Ceará/BNB, EMBRAPA-CPATSA, 1994.

SANTOS, C. A. F., *et al.* Comportamento agrônômico e qualidade culinária de feijão-caupi no Vale do São Francisco. **Embrapa Semiárido-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2008.

SANTOS, J. C. N. dos. **Erosão laminar em microbacia com cobertura herbácea no semiárido cearense**. 2009. 71 f. Monografia (graduação) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – Campus Iguatu, 2009.

SANTOS, J. C.N. *et al.* Land use impact on soil erosion at different scales in the Brazilian semi-arid. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 48, n. 2, p. 251-260, 2017.

SCHICK, J.*et al.* O. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: II. Perdas de nutrientes e carbono orgânico. **R. Bras. Ci. Solo**, 24:437-447, 2000.

SHEN, S., MULGAONKAR, Y., MICHAEL, N., KUMAR, V. Vision-based state estimation and trajectory control towards aggressive flight with a quadrotor. In Proc.

SILVA, C. A., *et al.* Avaliação da acurácia dos ortomosaicos e modelos digitais do terreno gerados pelo μ VANT/DNPM. 2015. Revista Brasileira de Cartografia (2015) N0 67/7: 1479-1495, 2015.

SILVA, C.; *et al.* Avaliação da acurácia do cálculo de volume de pilhas de rejeito utilizando VANT, GNSS E LiDAR. **Boletim de Ciências Geodésicas**, vol. 22, núm. 1, enero-marzo, pp. 73-94, 2016.

SILVA, D. C. D.; TOONSTRA, G. W. A.; SOUZA, H. L. S.; PEREIRA, R. Á. J. Qualidade de ortomosaicos de imagens de VANT processados com os softwares aps, PIX4d e Photoscan. **Anais do V Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação Recife - PE, 12- 14 de Nov., 2014.**

SILVA, E. J. **Caracterização Hidrogeológica de bacias hidrográficas do semiárido baiano atrás de técnicas de geoprocessamento**. 2009. 142 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia agrícola) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.

SUDENE. SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. Delimitação do Semiárido. Disponível em: <<http://sudene.gov.br/planejamento-regional/delimitacao-do-semiarido>> Acesso em: 24 out 2019.

VALE, J. C.; BERTONI, C.; BORÉM, A. **Feijão-caupi do plantio à colheita**. 267 p. – Viçosa, MG; Ed. UFV, 2017.

XIN, Y., LIU, G., XIE, Y., GAO, Y., LIU, B., & SHEN, B. Effects of soil conservation practices on soil losses from slope farmland in northeastern China using runoff plot data. *Catena*, 174, 417-424. 2019

ZHANG, XINGQI *et al.* Effects of topographic factors on runoff and soil loss in Southwest China. *CATENA*, v. 160, p. 394-402, 2018.

ZHOU, Ji *et al.* Effects of precipitation and restoration vegetation on soil erosion in a semi-arid environment in the Loess Plateau, China. **Catena**, v. 137, p. 1-11, 2016.

3 CAPÍTULO II – ANÁLISE DA ACURÁCIA DE DIFERENTES MODELOS DIGITAIS DE ELEVAÇÃO NA CARACTERIZAÇÃO FISIAGRÁFICA DE MICROBACIA NO SEMIÁRIDO

RESUMO: As aeronaves remotamente pilotadas (RPA) estão em evidência na geração de modelos digitais de elevação (MDEs) com baixo custo de execução e com maior precisão dos dados. Os MDEs representam a variabilidade tridimensional do terreno fornecendo informações imprescindíveis para estudos de hidrologia, erosão e caracterização de bacias hidrográficas. Os MDEs podem apresentar erros atribuídos gerados por ruídos e interferências de alvos no campo, deste modo, é importante a avaliação da acurácia destes modelos a bases com precisão verificada, como sistema global de navegação por satélite (GNSS). Assim sendo, objetivou-se avaliar a qualidade dos modelos digitais de elevação de base orbital (SRTM e ALOS PALSAR) e suborbital obtidos em diferentes alturas de voo por RPA, na delimitação automática e das características físicas da microbacia experimental em função destes modelos. A pesquisa foi desenvolvida na Microbacia Experimental Vale do Curu (MEVC), localizada na Bacia Experimental Vale do Curu (BEVC), cujas coordenadas do exutório são 3° 48' 16,15''S 39° 20' 47,28'' W, pertencente a fazenda experimental da Universidade Federal do Ceará, no município de Pentecoste, Ceará. Foram usados MDEs obtidos por dados SRTM e ALOS PALSAR e MDEs obtidos por RPA com altura de voo de 100, 150 e 200 m em expedições em 2017 e 2019. Foram avaliados os dados aerofotogramétrico obtidos pelo software *Argsoft PhotoScan*, e o enquadramento dos MDEs quanto o padrão de exatidão cartográfico (PEC), posteriormente foi analisada a influência dos MDEs na caracterização morfométrica da MEVC. Os dados de elevação SRTM, ALOS e RPA a 200 m apresentaram erros médios de -3,72; -3,90 e 3,99 em relação aos pontos de validação, respectivamente. O melhor enquadramento em relação a PEC foi para o MDE obtido por RPA a 100 m na expedição 2017, que foi classificado como classe A na escala de 1:2000. Os demais modelos para serem avaliados como classe A teriam que estar em escalas abaixo de 1:10.000. Os MDEs com alta resolução espacial geram com maior precisão as linhas de drenagem da microbacia. A microbacia foi caracterizada como forma alongada e com baixa tendência à enchente, em todas as delimitações automáticas.

Palavras-chaves: RPA. Topografia. Rede drenagem.

Accuracy analysis of different digital elevation models in the morphometric characterization of experimental semiarid watershed

ABSTRACT: Remotely Piloted Aircraft (RPA) is in evidence for the generation of High Digital Models (MDE) with low cost of execution and higher data accuracy. The DEMs represent a three-dimensional variability of the terrain, providing essential information for hydrology, erosion and watershed characterization studies. MDEs may have attributed errors generated by interference and field targets this month, which is important for assessing the accuracy of these models based on verified accuracy as GNSS. This mode aims to evaluate the quality of digital elevation models captured by different platforms to characterize the watershed morphometric. A survey was carried out at the Curu Valley Experimental Microbasin (MEVC), located in the Curu Valley Experimental Basin (BEVC), exutory coordinates are $3^{\circ} 48' 16, 15''$ S and $39^{\circ} 20' 47,28''$ W, belonging to an experimental farm of the Federal University of Ceará, in the municipality of Pentecoste, Ceará. MDEs used by SRTM and ALOS PALSAR data were used, and MDEs used by RPA with flight height of 100, 150 and 200 m on expeditions in 2017 and 2019. The Cartographic Accuracy Standard (PEC) was later The influence of DEM on the morphometric characterization of the SEMC was analyzed. SRTM, ALOS and RPA elevation data at 200 million average errors of -3.72; -3.90 and 3.99 in relation to the validation points, respectively. The best fit for the PEC was for the 100 m RPA MDE used in the 2017 expedition, which was rated class A on the 1: 2000 scale. The other models to use as class A that are above 1: 10,000. High spatial resolution MDEs generated with greater precision as watershed drainage lines. A microbasin was characterized as an elongated shape with a low tendency to flood, in all cases automatic delimitation.

KEYWORDS: RPA. Topography. Drainage.

3.1 Introdução

A integração das variáveis do manejo dos recursos hídricos e da conservação ambiental deve ser considerada na gestão dos recursos naturais e a bacia hidrográfica permite essa abordagem integrada (PORTO; PORTO, 2008). As bacias hidrográficas são ambientes em que se realizam os balanços de entrada, através das precipitações e saída de água pelo exutório, permitindo a divisão de microbacias, por meio da divisão dos seus cursos (OLIVEIRA *et al.*, 2010).

Os estudos de bacia hidrográfica podem ter enfoque morfométrico e/ou dinâmico (SOBRINHO *et al.*, 2010; TASCA *et al.*, 2017). A morfometria de uma bacia está diretamente ligada as análises da hierarquia fluvial, comprimento da drenagem, área e hipsométrica obtidos de mapas, fotografias aéreas e imagens de satélites que indicam as características físicas da bacia (FARIA *et al.*, 2018). Assim, estudos de morfometria de uma bacia hidrográfica fornecem subsídio para tomada de decisões quando se pensa em um manejo sustentável dos recursos naturais.

A coleta pontual de dados *in situ* para geração de informações fisiográficas é dispendiosa e demorada, além de gerar apenas informações limitadas sobre a variabilidade espacial de uma superfície. No que lhe concerne as técnicas de Sensoriamento Remoto e geoprocessamento são capazes de superar essas deficiências. Segundo Coelho (2007), estas técnicas são capazes de executar análises em variados níveis possibilitando assim a elaboração de produtos cartográficos de alta precisão, a tornando um auxílio de grande valor na implementação de planos de manejo do solo e da água.

Assim, o modelo digital de elevação é a representação matricial da altitude da topografia, sendo um dos principais produtos do geoprocessamento e do sensoriamento remoto em estudos sobre do relevo (OLIVEIRA *et al.*, 2017). O MDE pode ser de dois tipos: do terreno (MDT) ou da superfície (MDS). Com o MDS tem-se a representação de todos os elementos sobre a superfície, como edificações e vegetação e o MDT apresenta somente a altitude do solo.

Por meio da construção de um modelo digital do terreno é possível fornecer informações imprescindíveis no desenvolvimento de técnicas de geoprocessamento, já que a busca por modelos que representem a superfície terrestre com maior fidelidade impulsiona os investimentos em novas tecnologias (MINASNY; MCBRATNEY, 2016). Para a geração dos MDEs pode-se utilizar dados do sensoriamento remoto em dois níveis de aquisição, como o orbital ou o suborbital. No nível orbital o destaque é a missão *shuttle radar topography mission* (SRTM), e o satélite ALOS que também disponibiliza gratuitamente modelos da topografia

terrestre. No nível suborbital as aeronaves remotamente tripuladas (RPAs) estão em evidência no momento, principalmente por apresentarem baixo custo, facilidade de manuseio e alta aplicabilidade. Para os dados obtidos com RPA é essencial entender o processo de eliminação do efeito da vegetação na nuvem de pontos gerada pelo levantamento, gerando-se assim dados com elevada qualidade e exatidão.

A avaliação da acurácia desses modelos é fundamental na melhor exatidão da sinuosidade do terreno, visto que, estes podem apresentar erros atribuídos a ruídos na aquisição dos dados, interferências da vegetação mais densa (PINHEIRO *et al.*, 2012; UYAL *et al.*, 2015). Em se tratando dos dados de elevação obtidos por RPA, as características do voo como altura, velocidade de navegação, sobreposição das imagens influenciam na qualidade do levantamento, principalmente em regiões de mata fechada (HUNGENHOLTZ *et al.*, 2013; AKTURK; ALTUNE, 2019).

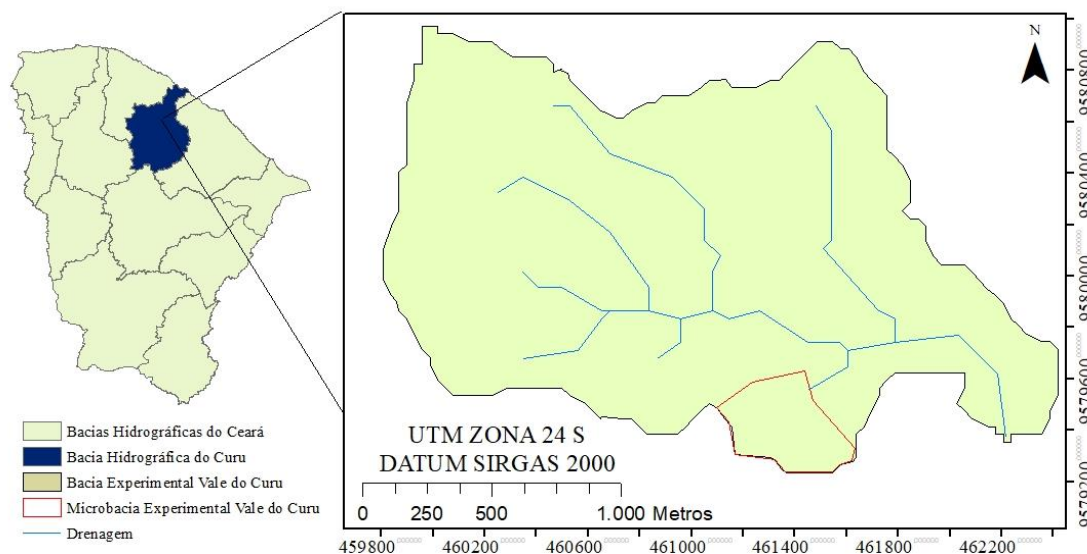
De acordo com Hung *et al.* (2018), o levantamento do erro padrão em relação a pontos de validação de base alta precisão como o sistema global de navegação por satélite GNSS e os dados dos modelos é bastante aceito como padrão de exatidão internacional. No Brasil, o padrão de exatidão cartográfico (PEC) define os critérios de avaliação da qualidade de produtos cartográficos utilizando princípios usados internacionalmente. Neste contexto, objetivou-se avaliar a qualidade dos modelos digitais de elevação obtidos ao nível de aquisição orbital e suborbital, bem como a caracterização fisiográfica de microbacia experimental em região semiárida.

3.2 Material e métodos

3.2.1 Localização do estudo

O estudo foi realizado na Microbacia Experimental Vale do Curu (MEVC), que faz parte da Bacia Experimental Vale do Curu (BEVC), localizada na Fazenda Experimental Vale do Curu (FEVC) no município de Pentecoste, no estado do Ceará (FIGURA 4).

Figura 4 - Mapa de localização da área experimental



Fonte: Elaborado pelo autor.

O município de Pentecoste está localizado geograficamente na Microrregião do Médio Curu possui uma altitude média de 60 metros (BRASIL, 1973). O exutório da microbacia está localizado nas coordenadas UTM 461474 9579503 (24S), sendo o principal acesso à fazenda experimental, saindo de Fortaleza, é pela BR – 222 e CE – 235.

A microbacia está localizada em uma região com baixa ação antrópica, a jusante da MEVC a cobertura do solo é de floresta tropical sazonalmente seca (FTSS) mais esparsa, pois está em processo de regeneração há 12 anos sendo caracterizada por cobertura de árvores de médio porte e maior pulsação do extrato herbáceo e arbustivo no período chuvoso (janeiro a maio).

A montante da microbacia, a FTSS está em pousio há 43 anos, ou seja, apresenta vegetação mais adensada, com árvores de grande porte, copa bastante fechada, o que dificulta o desenvolvimento da vegetação rasteira. A região da MEVC apresenta característica enquadrada como arbustivo-arbórea fechada (FEITOSA, 2017).

3.2.2 Modelos de elevação por satélite

Foram utilizados dois modelos digitais de elevação (MDE), com diferentes resoluções espaciais. Foi obtida uma cena *shuttle radar topography mission* (SRTM) 1arcsec (arco de segundo) geradas por interferometria pelo radar (InSAR) disponíveis na página do serviço geológico americano (USGS) (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), disponíveis gratuitamente. A resolução espacial da imagem é de 1 arco-segundo (30 m x 30 m). O arquivo usado no experimento tinha codificação SRTM1-S04W040V3 com data de aquisição, em 11 de fevereiro do ano 2000.

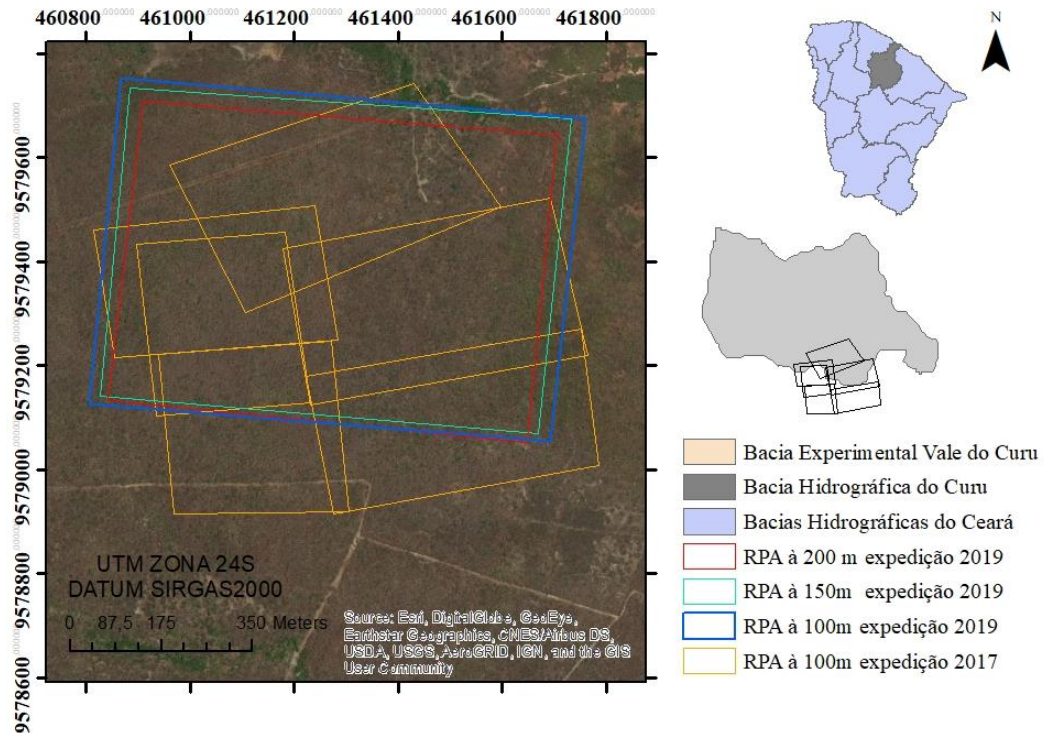
O outro modelo de elevação obtido através do satélite ALOS e do radar *Phased Array type L-band Synthetic Aperture Radar* (PALSAR) com resolução espacial de 13 metros por pixel. O satélite ALOS foi lançado pela Agência de Exploração Aeroespacial Japonesa (JAXA) em 24 de janeiro de 2006 a 2011, descreve uma órbita circular e heliossíncrona a 692 km de altitude, com um período de revisita de 46 dias (IBGE, 2008). O PALSAR corresponde a um radar imageador de abertura sintética que opera com resoluções espaciais que variam entre 10 a 100 m e possui três modos de imageamento: fino, ScanSAR e polarimétrico (IGARASHI, 2001). As imagens estão disponíveis no Alaska Satellite Facility (ASF) da Universidade do Alaska (<https://vertex.daac.asf.alaska.edu/>). A data de imageamento do arquivo utilizado foi 21 de outubro de 2010, com codificação ALPSRP252497110

3.2.3 Levantamento da topografia por RPA

O imageamento com uso de Aeronave Remotamente Pilotada (RPA) da microbacia experimental foi realizado em duas expedições, sendo a primeira em novembro de 2017 com a realização de 6 voos à 100 m de altura e em setembro de 2019 com 6 voos com diferentes alturas partindo do mesmo ponto de decolagem, sendo as alturas de 100, 150 e 200 m em relação ao solo (FIGURA 5).

O aplicativo utilizado para a programação dos voos foi o *Litchi*, nele configuraram-se todos os planos de voos, como a área a ser levantada, as sobreposições lateral, longitudinal e a resolução do pixel a ser alcançado. Outras informações como velocidade média do voo, duração do voo e informações físicas da RPA, como temperatura e bateria em tempo real. Todas essas informações foram extraídas e inseridas na Tabela 1 com as características dos modelos do RPA e as características dos voos.

Figura 5 - Cobertura dos voos realizados nas expedições de 2017 e 2019



Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 1 - Características dos voos realizados em cada expedição

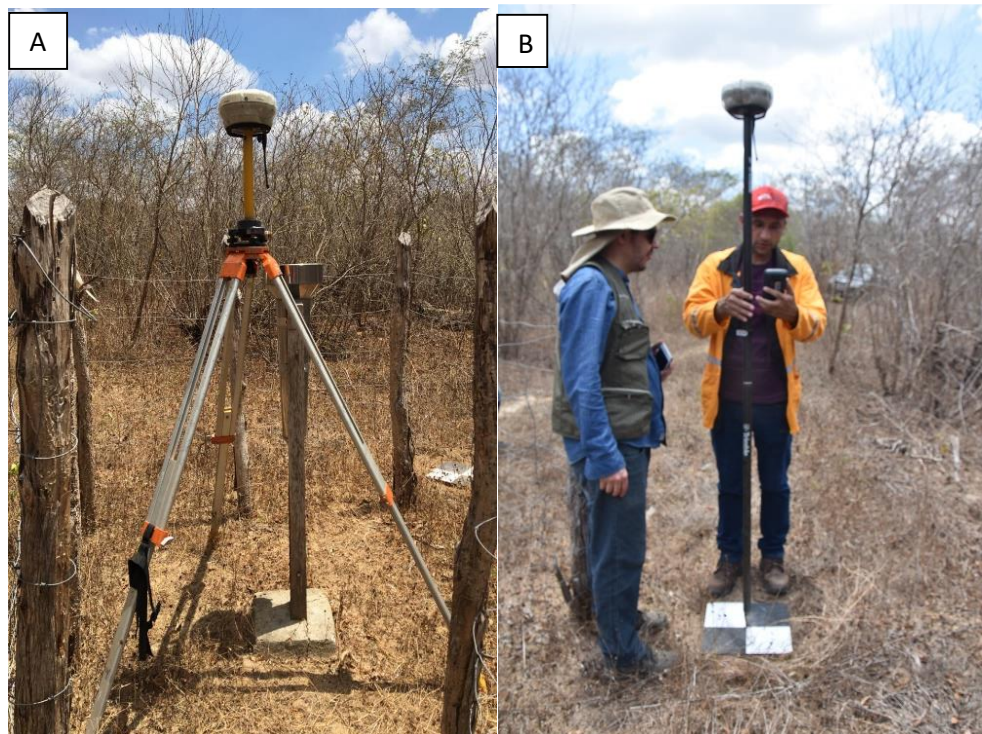
Características	Expedição 2017		Expedição 2019	
	RPA à 100 m	RPA à 200 m	RPA à 150 m	RPA à 100 m
Modelo do RPA	Inpire one	Phantom 3	Phantom 3	Phantom 3
Câmera	Inspire – X5	Phantom 3	Phantom 3	Phantom 3
FOV	$f 1.7$	$f 2.8$	$f 2.8$	$f 2.8$
ISO Range	100 - 25600	100 – 1600	100 - 1600	100 - 1600
Área total levantada	50 ha	30 ha	30 ha	30 ha
Nº de PDC	9	9	10	9
Data de imageamento	27/11/2017	25/09/2019	25/09/2019	25/09/2019
Tempo de voo	90 min	8 min	9 min	8 min
Veloc. média do voo	5 m s^{-1}	15 m s^{-1}	15 m s^{-1}	10 m s^{-1}
Altura do voo	100 m	200 m	150 m	100 m
Sobrep. longitudinal	90%	75%	75%	75%
Sobrep. lateral	70%	50%	50%	50%
Número de imagens	1750	69	114	256
Resolução espacial	3,5 cm	6,0 cm	4,5 cm	-
MDE				
Resolução espacial reamostrada	4 m	4 m	4 m	-

Fonte: Dados da pesquisa.

3.2.4 Coleta dos pontos de controle (PDC)

Os PDCs foram coletados em cada expedição, tendo sido coletados 15 pontos na primeira expedição, novembro de 2017, usando receptor topográfico (L1) ProMark3 Magellan® do sistema GNSS, e 17 pontos em outubro de 2019, usando um GPS Geodésico do tipo RTK, modelo R4, da marca TRIMBLE (FIGURA 6A). Os pontos de controle foram divididos em PDC para georreferenciamento no software de processamento de imagens para a geração dos modelos de elevação. Parte dos PDC foram separados como pontos de checagem, sendo usados posteriormente para validar os dados gerados pelo processamento digital de imagem de RPA e os dados orbitais (SRTM e ALOS PALSAR).

Figura 6 - Base de coleta geodésica (A) e pontos de controle (PDC) (B)



Fonte: autor.

Foram usadas placas de madeira com 0,40 m de largura e 0,40 m de comprimento, pintadas de preto e branco (xadrez) como PDC para facilitar o processamento manual de localização das mesmas no software (FIGURA 6B). Os pontos de controle foram distribuídos em toda a microbacia experimental, onde foram coletadas informações planialtimétricas através do sistema GNSS. O receptor GNSS utilizado na coleta apresentou precisão de 3,5 mm RMS na vertical e 3 mm RMS na horizontal. O receptor utilizado na segunda missão possuía base de 72 canais paralelos e rastreamentos dos sinais L1 e L2, com 17 canais selecionáveis e receptor Rover GNSS com antena a rádio (TRIMBLE, 2013).

O processamento digital das imagens obtidas foi realizado no software *agisoft photoscan professional* que possibilita a geração de MDE, todo o projeto foi projetado na base do datum SIRGAS 2000, com projeção em UTM na zona da região (24S). Para efeito comparativo dos modelos de elevação orbitais e suborbitais o datum vertical utilizado para os MDEs por RPA, com altitude elipsoidal, foram corrigidos para modelo de ondulação geoidal EGM96, cuja ondulação geoidal (- 10,91 m) foi determinada por meio do software livre MapeGeo 2015 (FIGURA 7).

Figura 7 - Determinação da ondulação elipsoidal dos pontos de controle do projeto

Fonte: IBGE (2019).

3.2.5 Processamento dos voos por RPA

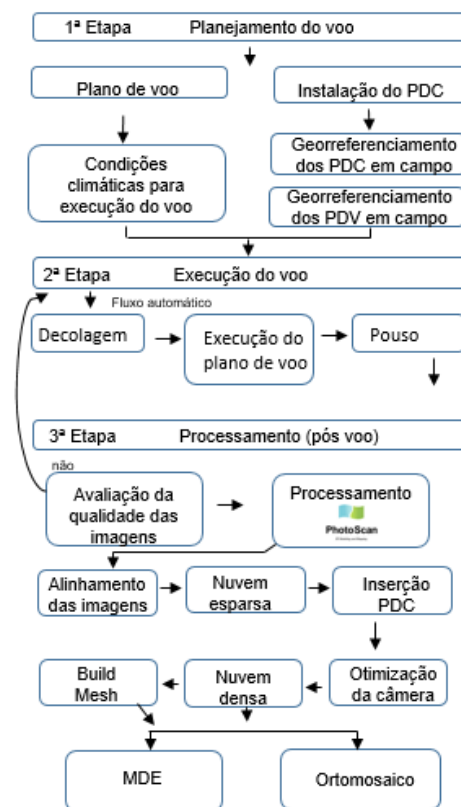
O *agisoft photoscan professional* foi o software utilizado no processamento do levantamento aerofotogramétrico por RPA, a licença pertence ao grupo de pesquisa Geoprocessamento, Automação e Manejo Agrícola (GAMADT) da Universidade Federal do Ceará. A rotina desenvolvida pelo software é automática e limita bastante os ajustes manuais feitos pelo operador no escritório.

O PhotoScan possui algoritmo similar ao SIFT (*Scale-invariant feature transform*), de acordo com Bruch *et al.*, (2019) esse algoritmo identifica pontos de amarração em cada imagem e a orientação das imagens é realizada por um refinamento de ajuste de feixe tradicional. Os produtos gerados no processamento das imagens de RPA que são a malha 3D,

MDE, MDT, e o ortomosaico com resolução espacial variando conforme as características dos voos (JAUD *et al.*, 2016).

O fluxograma abaixo descreve a rotina empregada desde o planejamento dos voos ao processamento do software até a geração do MDE. A fase pós voo inicia-se com a classificação da qualidade das imagens, onde são excluídas as fotografias com baixa qualidade ou fora da rota do projeto. Em seguida é feita a importação e alinhamento das fotografias, gerando uma espacialização das mesmas, isto ocorre devido às orientações das coordenadas das imagens serem baseadas nas coordenadas adquiridas pelo GNSS acoplado a RPA que fornece informações sobre a posição do centro de cada imagem (FIGURA 8).

Figura 8 - Fluxograma da execução do projeto de geração de modelo digital elevação (MDE) da Microbacia Experimental Vale do Curu (MEVC)



Fonte: elaborado pelo autor.

Após o alinhamento das imagens foi realizada a geração da nuvem de pontos esparsa baseada somente nas coordenadas do centro de cada imagem. Com o objetivo de melhorar a precisão planialtimétrica dos dados foram adicionados os PDCs em cada expedição conforme a Tabela 1. Posteriormente foram geradas as nuvens densas e as malhas 3D's (*Build Mesh*), que serviram de base para a construção do ortomosaico bruto e o MDE da microbacia no formato TIFF (Taget Image File Format) em UTM Zona 24S Datum SIGAS2000.

3.2.6 Métodos de avaliação de tendência e acurácia dos dados

Os modelos de elevação obtidos da plataforma orbital e por RPA foram submetidos análise de tendência da discrepância e posterior avaliação da acurácia dos dados sendo classificados de acordo com o padrão de exatidão cartográfico (PEC) para modelos de terreno, superfície e de elevação (DSG, 2016).

Antecedente a avaliação da precisão dos modelos foi realizada a análise de tendência dos erros e dos seus efeitos sistemáticos e aleatórios nas medições. De acordo com Silva *et al.*, (2015), a avaliação dos efeitos do erro de forma independente é a melhor forma de se avaliar a acurácia, possibilitando que tenha discriminação entre erros aleatórios e sistemáticos. Deste modo, foi utilizado o método de testes de hipóteses, a partir da análise de tendências, pela distribuição *t de Student*. O teste foi realizado com nível de confiança de 95%. A variação das diferenças altimétricas amostrais foram analisadas de acordo com a Equação 1. A média do erro e o desvio padrão dos erros foram determinados pelas Equações 2 e 3, respectivamente, sendo n é o número de elementos das amostras.

$$\Delta z = z_i - z_j \quad (1)$$

em que: Δz é a variação altimétricas (m); z_i é a altura do pixel do MDE analisado (m); z_j é a altura do ponto de controle coletado em campo (m).

$$\bar{\Delta z} = \frac{1}{n} (\sum_i^n \Delta z) \quad (2)$$

em que: $\bar{\Delta z}$ é média da variação altimétricas; Δz é a variação altimétricas entre ponto de controle e o MDE.

$$S\Delta z = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_i^n (\Delta z - \bar{\Delta z})^2} \quad (3)$$

em que: $S\Delta z$ é o desvio padrão amostral da variação altimétrica (m); $\bar{\Delta z}$ é média da variação altimétricas (m); Δz é a variação altimétricas entre ponto de controle e o MDE (m).

A hipótese nula foi testada para a análise da tendência onde:

$$H_0: \bar{\Delta z} = 0 \text{ e } H_1: \bar{\Delta z} \neq 0.$$

O valor amostral T_{cal} (calculado) foi determinado pela Equação 4 e confrontado ao T_{tab} , dentro do intervalo de confiança de 5% significância, caso $T_{cal} < T_{tab}$ o produto analisado é considerado livre de tendências significativas dos dados altimétricas.

$$T_{tab} = \frac{\bar{\Delta z}}{S\Delta z} \sqrt{n} \quad (4)$$

em que: T_{tab} é o valor tabelado da estatística amostral; $\bar{\Delta z}$ é média da variação altimétrica (m); $S\Delta z$ é o desvio padrão amostral da variação altimétrica (m); n são os números de elementos das amostras.

Após o teste de hipóteses dos modelos de elevação que manifestaram tendência nos erros amostrais, foi subtraída a média das variações altimétricas em cada ponto de referência para minimizar os efeitos dos erros sistemáticos. Para a avaliação da precisão dos modelos foram utilizados 21 pontos de validação dentro da microbacia estudada, localizados a montante e a jusante da área. O GPS Geodésico do tipo RTK, modelo R4, da marca TRIMBLE também foi usado no levantamento dos pontos de validação. Os valores da altimetria do terreno foram comparados com os dados dos MDEs gerados por satélite e por RPA, a partir disso foi determinado o Erro Padrão (EP) dos modelos (EQUAÇÃO 5).

$$EP = \frac{S\Delta z}{\sqrt{n}} \quad (5)$$

em que: EP é o erro padrão (m); $S\Delta z$ é o desvio padrão amostral da variação altimétrica (m); n é o número de elementos da amostra.

O erro médio quadrático (EMQ) foi utilizado na avaliação da precisão vertical, após a avaliação da tendência do erro, na tentativa de minimizar os erros sistemáticos introduzidos aos dados, conforme a Equação 6, o EQM engloba tanto erros aleatórios quanto sistemáticos (SILVA *et al.*, 2015).

$$EMQ = \sqrt{\frac{\sum_i^n (z - z')^2}{n}} \quad (6)$$

em que: EMQ é o erro médio quadrático; z é a altura do modelo de elevação; z' é a altura do ponto de validação; n é o tamanho da amostra.

Na Tabela 2 é mostrado as recomendações segundo as adequações do Sistema Cartográfico Nacional (SCN) e para a Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais (INDE). Para um modelo de terreno ter nível de aceitação adequado, 90% dos erros dos pontos coletados no

produto cartográfico, quando comparados com suas coordenadas em campo por método de alta precisão (GNSS Geodésico), como mostra a Equação 7.

$$PEC = 1,6449 \cdot EP \quad (7)$$

em que: PEC é o padrão de exatidão cartográfico (m); EP é o erro padrão (m).

Tabela 2 - Padrão de exatidão cartográfica (PEC) entre os modelos digitais de elevação e os pontos de controle coletados na microbacia

PEC PCD	1:1.000		1:2.000		1:5.000		1:10.000		1:25.000	
	PEC(m)	EP (m)	PEC(m)	EP (m)	PEC(m)	EP (m)	PEC(m)	EP (m)	PEC(m)	EP (m)
A	0,27	0,17	0,27	0,17	0,54	0,34	1,35	0,84	2,70	1,67
B	0,50	0,33	0,50	0,33	1,00	0,66	2,50	1,67	5,00	3,33
C	0,60	0,40	0,60	0,40	1,20	0,80	3,00	2,00	6,00	4,00
D	0,75	0,50	0,75	0,50	1,50	1,00	3,75	2,50	7,50	5,00

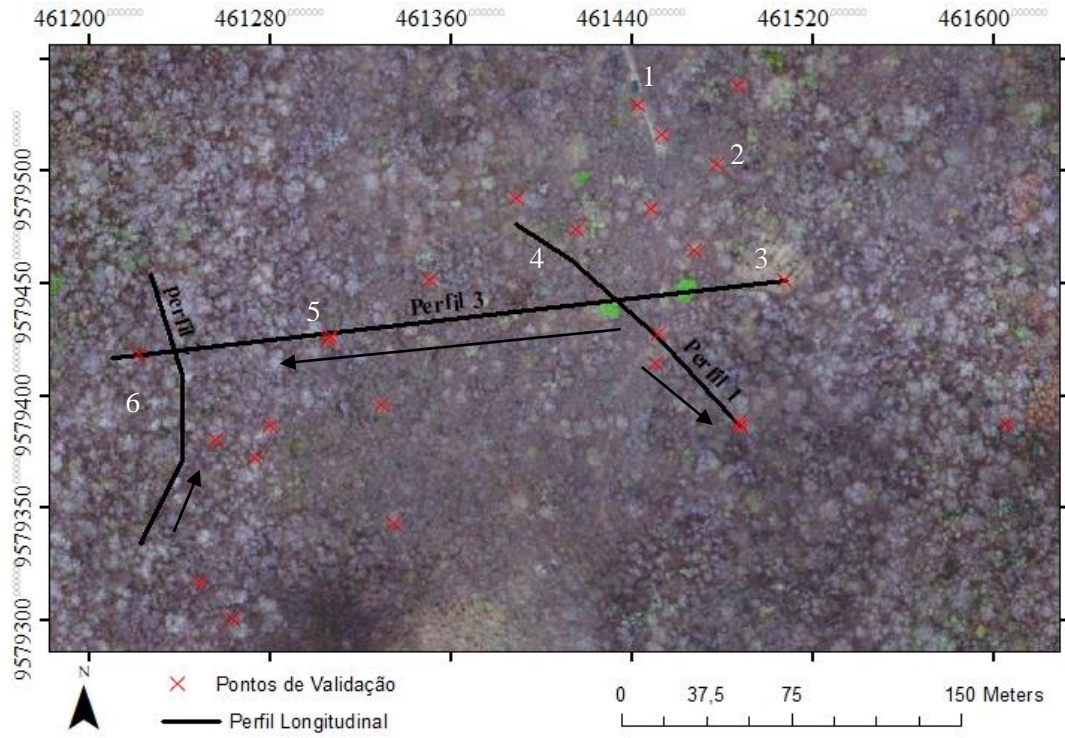
Fonte: DSG (2016).

As discrepâncias altimétricas dos produtos cartográficos e os PDCs de alta precisão foram estabelecidos através de adaptações feitas por Merchant (1982) e ASPRS (1989) e estão descritas no Decreto 89.817, de 20 de junho de 1984 (BRASIL, 2016). Para uma boa adequação, os valores devem ser iguais ou inferiores ao previsto na PEC e ao EP descritos na Tabela 2 e classificados em A, B, C e D.

Em conjunto com a análise da precisão dos modelos de elevação foram traçados 3 perfis longitudinais com objetivo de avaliar os efeitos da FTSS nos modelos de elevação por RPA e orbitais. Os pontos 1 a 6 na Figura 9 ilustram as condições da cobertura do terreno na expedição de 2019, onde o ponto 1 refere-se ao ponto de decolagem das RPA, ponto 2 é o exutório da microbacia com o PDC, ponto 3 é a uma área eutropizada da microbacia, ponto 4 representa a cobertura do solo na microbacia em pousio a 12 anos e pontos 5 e 6 representam a FTSS em pousio a 43 anos.

Os softwares *Global Mapper* e *ArcMap 9.8* com licença ao grupo de pesquisa de manejo de solo e água no semiárido - MASSA da Universidade Federal do Ceará, foram utilizados na extração das informações dos perfis longitudinais. A análise estatística foi realizada no software estatístico *IBM SPSS statistic 16*, com licença pertencente também ao grupo MASSA da Universidade Federal do Ceará.

Figura 9 - Distribuição dos pontos de validação e dos perfis longitudinais na área experimental

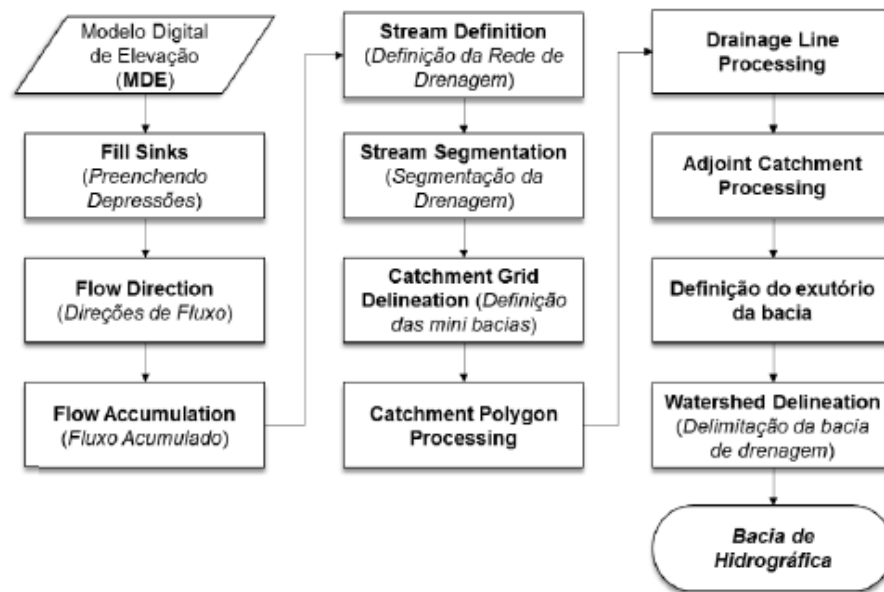


Fonte: Dados da pesquisa.

3.2.7 Delimitação automática e caracterização fisiográfica da microbacia

Para a delimitação automática da microbacia experimental foi utilizado o software *ArcGIS*® 9.8 desenvolvido pela ESRI e os MDEs com dados de elevação do terreno serviram de base na definição dos limites topográficos e dos cursos hídricos. A extensão automática *ArcHydro* foi usada na execução desse processo, conforme o fluxograma da Figura 10.

Figura 10 - Fluxograma da extensão *Archydro* para delimitação automática de bacias



Fonte: Pereira *et al.* (2017)

O valor do limite de área acumulada a partir do qual inicia a rede de drenagem foi de 100 células (*Threshhold*) para todos os MDEs segundo recomendação de França *et al.* (2018). Dentro da rotina do *ArcHydro* o *Threshhold* é uma das poucas variáveis que gera grande erro no dimensionamento para os parâmetros hidrológicos (COSTA *et al.*, 2010).

De posse das delimitações automáticas da microbacia em função dos modelos de elevação, foram extraídas as informações básicas para o levantamento das características morfométricas da microbacia, visto que estas informações são imprescindíveis na descrição dos comportamentos hidrológicos da região experimental. A ordem dos cursos hídricos seguiu os critérios de classificação apresentada por Strahler (1957). Na Tabela 3, estão descritas as equações utilizadas para determinação das características físicas da microbacia: coeficiente de compacidade (K_c), fator de forma (K_f), índice de circularidade (I_c), sinuosidade do curso de água (Sin) e relação de relevo (R_r).

Tabela 3 - Equações de determinação dos principais parâmetros morfométricos da microbacia hidrográfica

Características	Equações
Coeficiente de compacidade (Kc)	$Kc = 0,28 \cdot P/\sqrt{A}$, Em que: P é o perímetro da bacia (m); A é a área da bacia (m ²).
Fator de forma (Kf)	$Kf = A/L_1^2$, Em que: A é área da bacia (m ²); L ₁ é comprimento da bacia (m).
Índice de circularidade (Ic)	$Ic = 12,57 \cdot (A/P^2)$, Em que: A é a área da bacia (m ²); P é o perímetro (m).
Sinuosidade do curso de água (Sin)	$Sin = L_2/Lt$, Em que L ₂ é o comprimento do rio principal (m); Lt: Distância entre a nascente e a foz (m).
Relação de relevo (Rr)	$Rr = \Delta a/L_2$, Em que: Δa é a amplitude altimétrica (m) e L ₂ é comprimento do canal principal (m)

Fonte: Costa (2008).

3.3. Resultados e Discussão

3.3.1 Processamento das imagens de RPA

A partir dos voos realizados foram elaborados somente três MDEs, sendo estes referentes aos voos à 100 m na expedição de 2017, e à 150 m e 200 m da expedição de 2019. A Tabela 4 resume o tempo de execução de cada fase e os principais dados do relatório técnico extraído do *ArgSoft Photocan* no final do processamento.

Tabela 4 - Resumo do tempo de processamento do *ArgSoft Photocan* para os quatro processamentos

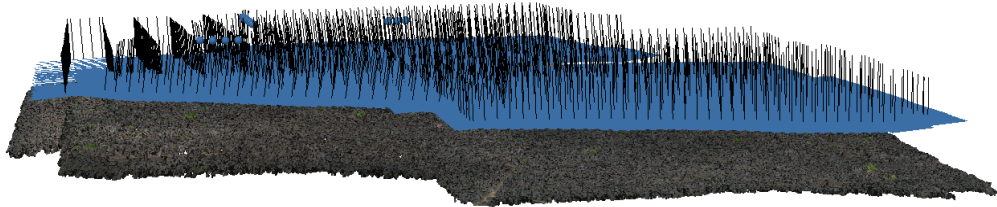
Processamento dos voos	Expedição 2017		Expedição de 2019	
	100 m	100 m	150 m	200 m
Alinhamento das imagens	1644	15	40	61
Número de <i>tie point</i>	354.250	4830	6.940	23.220
	Tempo de execução (min)			
Alinhamento	28	9	2	2
Nuvem esparsa	36	Não exe.	1	2
Nuvem densa	480	Não exe.	4	8
<i>Build Mesh</i>	36	Não exe.	2	7
MDE	8	Não exe.	1	6
Ortomosaico	36	Não exe.	1	2
Tempo total de processamento	626	Não exe.	11	27

Fonte: Dados da pesquisa.
 Não exe. = não executado.

Não sendo possível o alinhamento das imagens do voo à 100 m da expedição de 2019, não foi realizado o restante do processamento, e não foi gerado o MDE desses dados (FIGURA 11B). As imagens obtidas com a mesma altura de voo na expedição de 2017 apresentou maior alinhamento em comparação aos demais projetos, onde foram alinhadas 98% dos dados. Para a expedição de 2019 foram alinhados 90% das imagens obtidas pelo voo na altura de 200 m foram alinhados e 33,33% das imagens foram alinhadas para os dados obtidos no voo à 150 m, o que prejudicou o recobrimento total da área.

Figura 11 - Resultado do alinhamento das imagens aerofotogramétricas dos voos à 100 m da expedição 2017 (A), à 100 m da expedição de 2019 (B), à 150 m da expedição 2019 (C) e à 200 m da expedição 2019 (D)

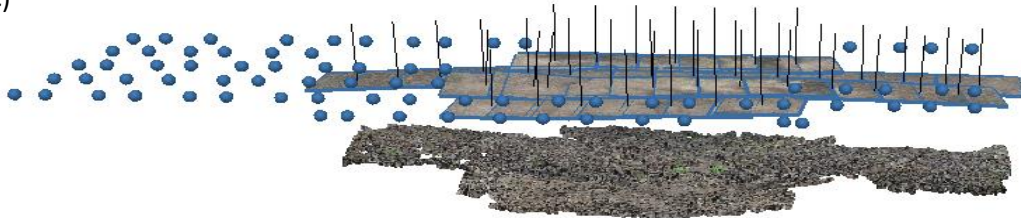
A)



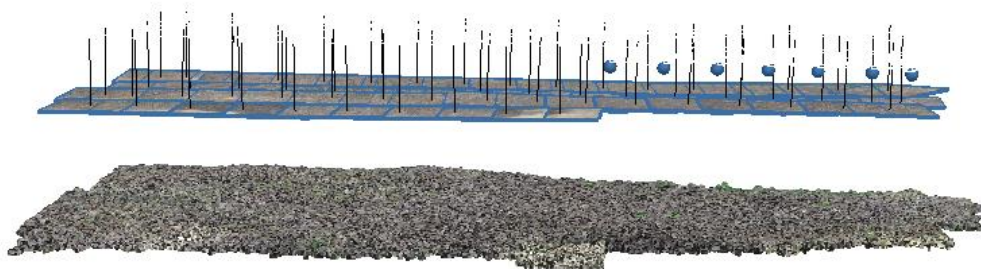
B)



C)



D)



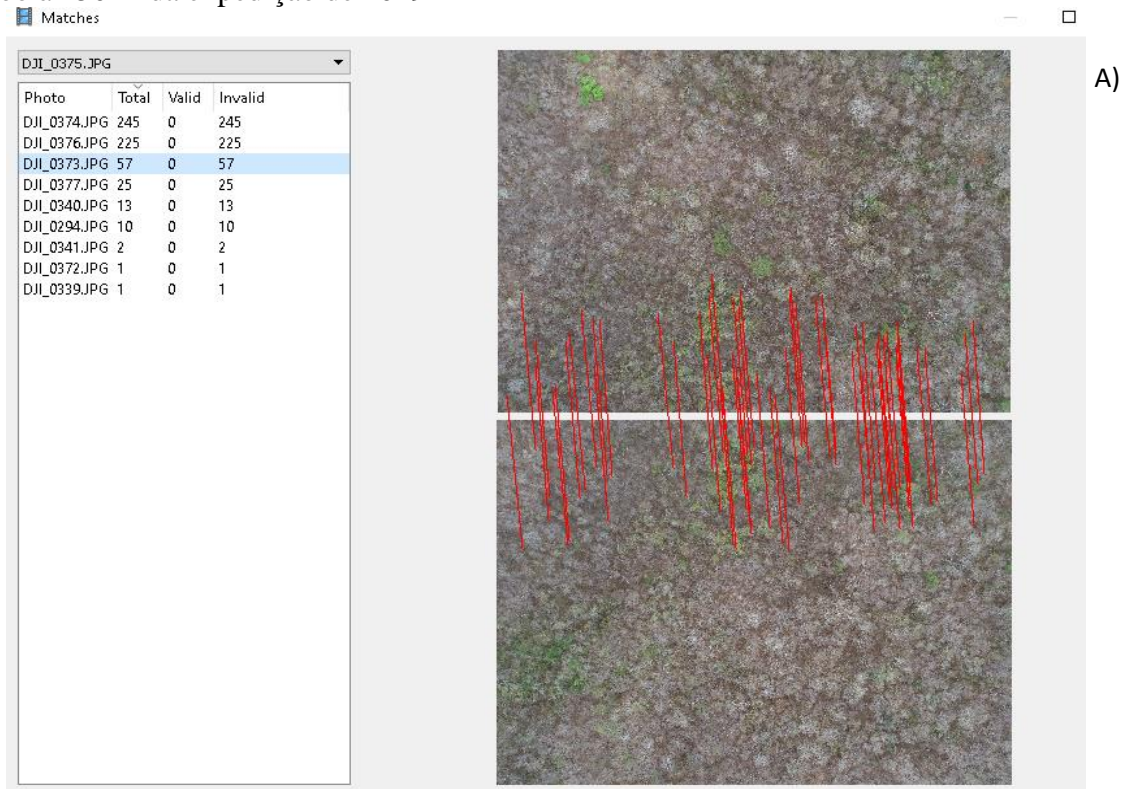
Fonte: Dados da pesquisa.

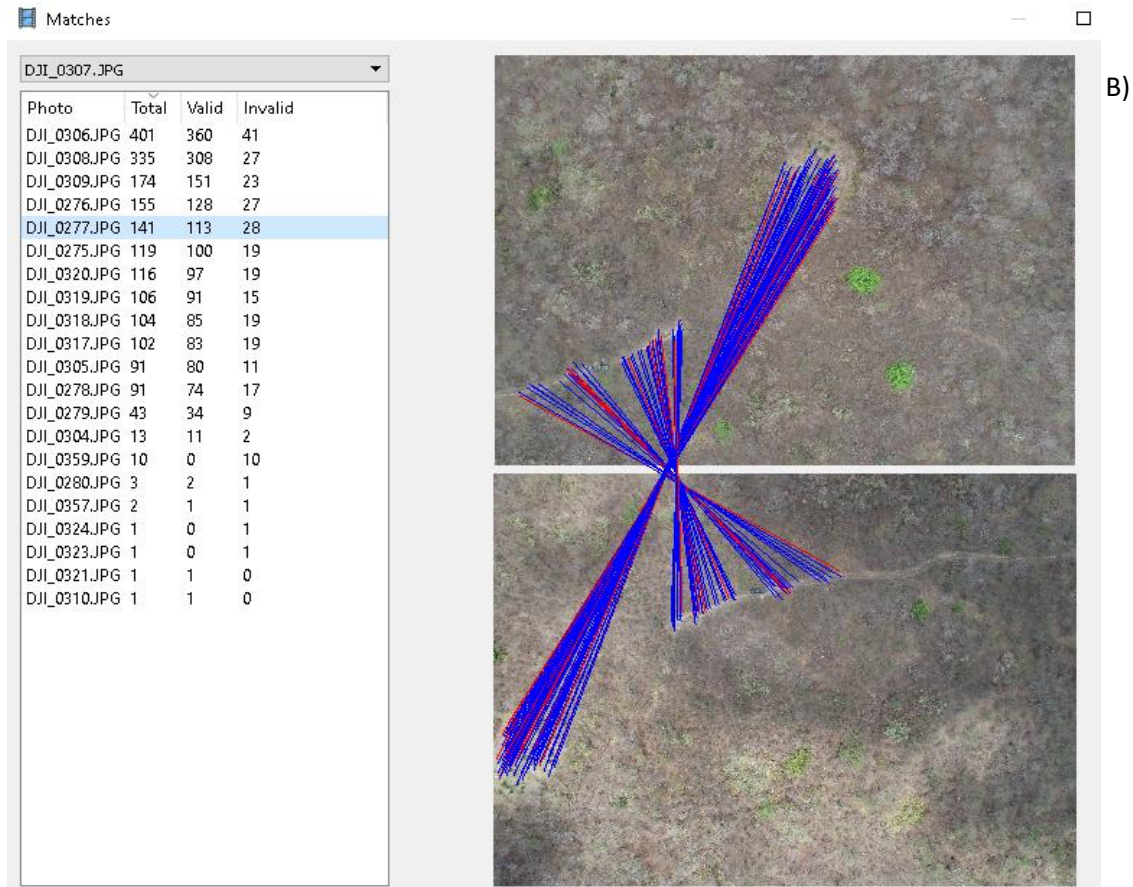
A diferença de alinhamento das expedições com mesma altura de voo é explicada pelo aumento da sobreposição das imagens lateral e longitudinal. O baixo número de imagens alinhadas pelo software é comum em mapeamento de regiões de vegetação densa, como a área da microbacia experimental. Os softwares de processamento de dados aerofotogramétricos

utilizam nos seus algoritmos a busca e reconhecimento de padrões, visando à similaridade visual entre imagens sobrepostas para construção dos *tie point*. As maiores sobreposições longitudinal e lateral, acima de 80% e 60%, respectivamente, são recomendadas para área de complexa geometria (SILVA *et al.*, 2015; HUNG *et al.*, 2018).

Na Figura 11 foram reconhecidos somente os padrões de solo exposto na área do voo na região de floresta mais esparsa (FIGURA 12B), enquanto na região de vegetação mais densa não foi identificado nenhum padrão válido (FIGURA 12A). Foram reconhecidos 141 *tie points*, dos quais 113 foram válidos em relação aos seus pontos homólogos (cor azul) e 28 não foram validos (vermelha) (FIGURA 12B).

Figura 12 - Reconhecimento de *tie points* sobre influência da vegetação densa (A) e esparsa (B) no voo à 150 m da expedição de 2019



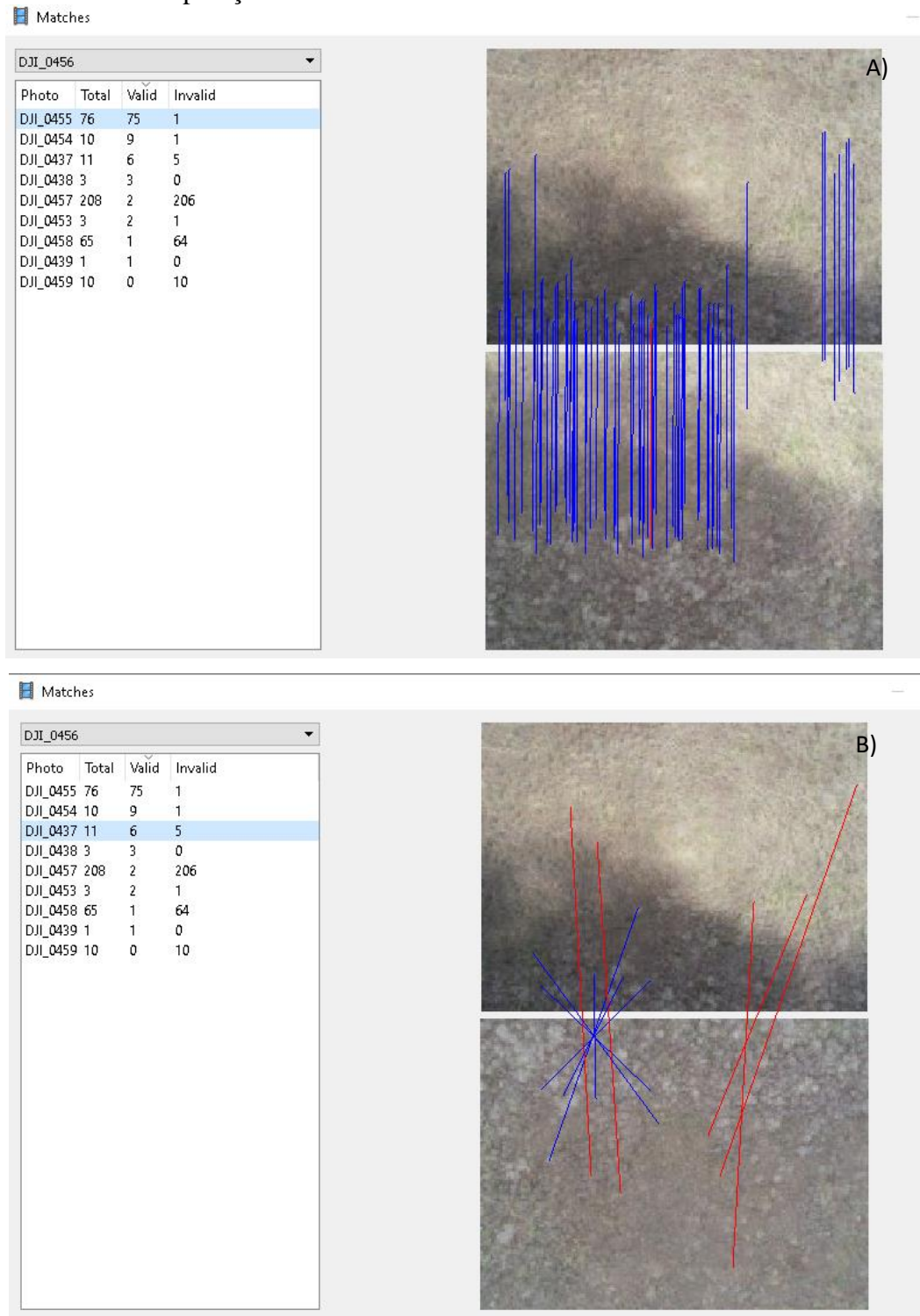


Fonte: Dados da pesquisa.

Os *tie points* são pontos de amarração coincidentes de duas ou mais imagens sobrepostas, neles são encontradas informações tridimensionais das coordenadas planimétricas e altimétricas para a geração dos modelos. Em áreas de vegetação densa, como a FTSS em estágio de pousio há 43 anos, há uma dificuldade na construção dos modelos, devido à geometria complexa da mesma (troncos, galhos, folhas) (HUNG *et al.*, 2018). Diferente da tecnologia de radar dos sensores *Light Detection and Ranging* (LIDAR), que conseguem atravessar o dossel e atingir o solo. As câmeras pancromáticas acopladas nas RPAs não conseguem identificar muitos pontos de solo em vegetação densa (AKTURK; ALTUNEL, 2019).

Com o aumento da altura do voo nas regiões de vegetação densa houve aumento no processo de alinhamento das imagens, aumentando cerca de 65%. No entanto, o alinhamento das imagens dos voos da expedição de 2017 e 2019 sofreram prejuízos causados pela mudança nas condições climáticas no momento da coleta das informações, visto que, durante os voos, foi percebido intensa mudança no padrão de sombreamento por nuvem na região, o que dificultou o reconhecimento de padrões na construção dos *tie points* (FIGURA 13).

Figura 13 - Reconhecimento de *tie points* sobre efeito da mudança no padrão de sombreamento em voo à 200 m da expedição de 2019

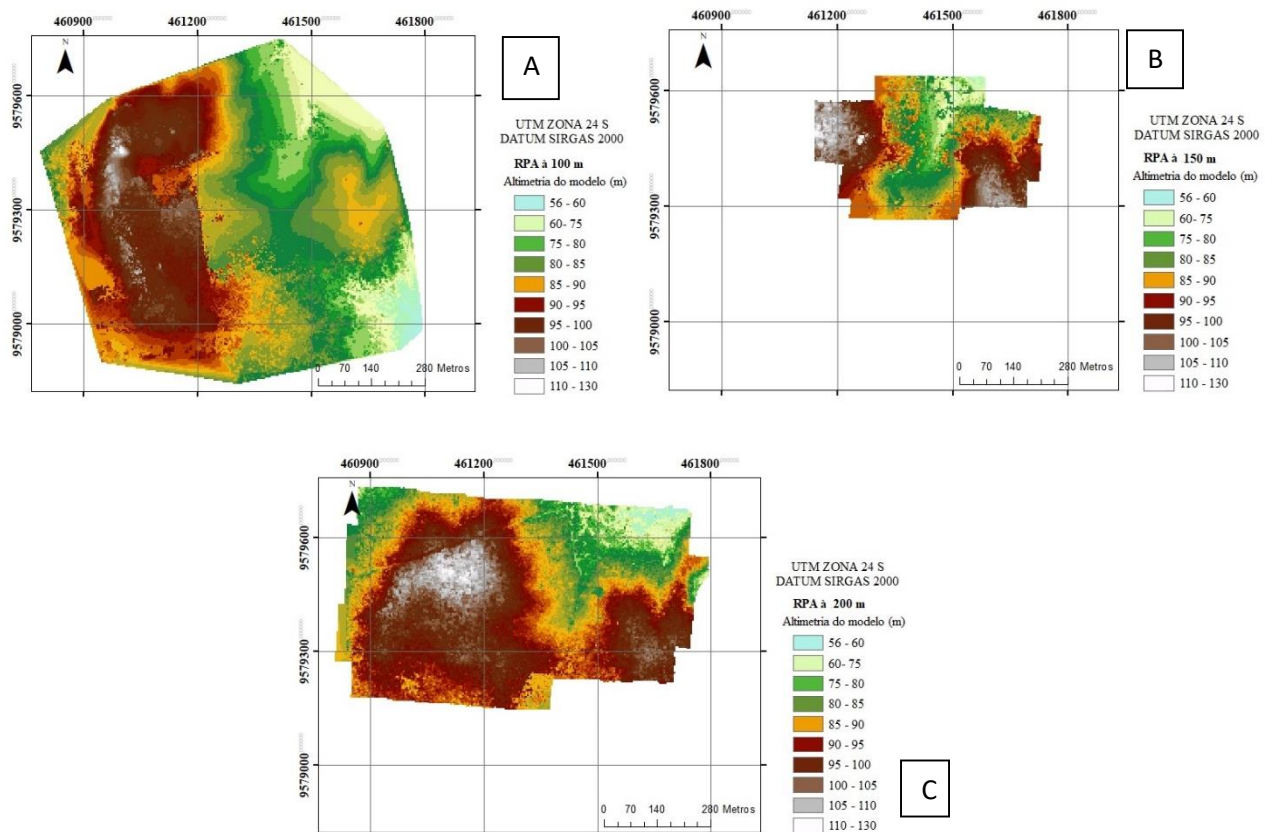


Fonte: Dados da pesquisa.

Tanto a mudança na geometria das feições quanto a diferença na reflectância dos objetos no campo são fatores que interferem no reconhecimento dos *tie points*. A qualidade dos levantamentos é afetada pela presença de sombras causadas pela mudança da posição do sol,

ou na passagem de nuvens durante o levantamento. Com a redução na quantidade de pontos homólogos reconhecidos durante o alinhamento há maior geração de produtos ruins, como exemplo os dados obtidos a partir dos voos à 100 m e à 150 m com a perda total dos dados e geração de dados incompletos, respectivamente, na expedição de 2019 (FIGURA 14).

Figura 14 - Modelos digitais de elevação em função das alturas de voo de RPA; (A) voo à 100 m, (B) voo à 150 m e (C) voo à 200 m

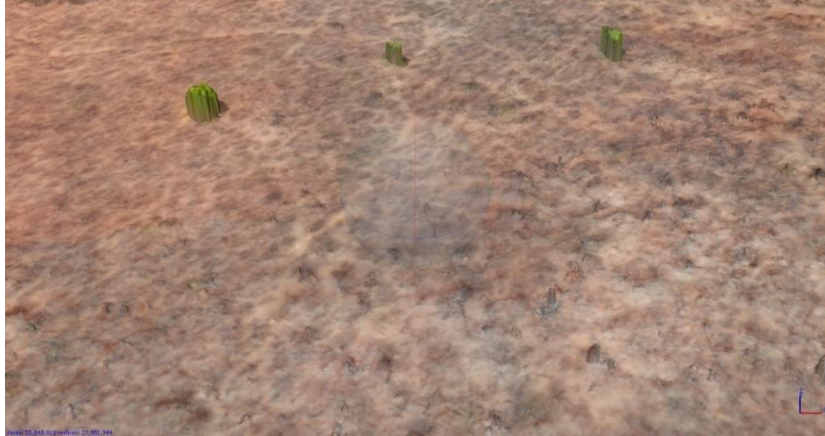


Fonte: Dados da pesquisa.

A avaliação dos dados fotogramétricos é necessária em todos os ambientes de trabalho, ainda mais em regiões de grande influência da vegetação. A Figura 15 é a representação 3D do terreno da microbacia a partir de diferentes modelos digitais de elevação, onde os modelos com maior influência da vegetação são os com maior altitude 150 e 200 m. Os MDEs além de conter informações da superfície do terreno, também podem conter informações de todos os alvos sobre o solo, como prédios, carros, arbustos e árvores (SILVA *et al.*, 2015) (FIGURA 15).

Figura 15 - Modelo 3D do modelo digital elevação obtido por RPA à 100 m (A), 150 m (B) e 200 m (C)

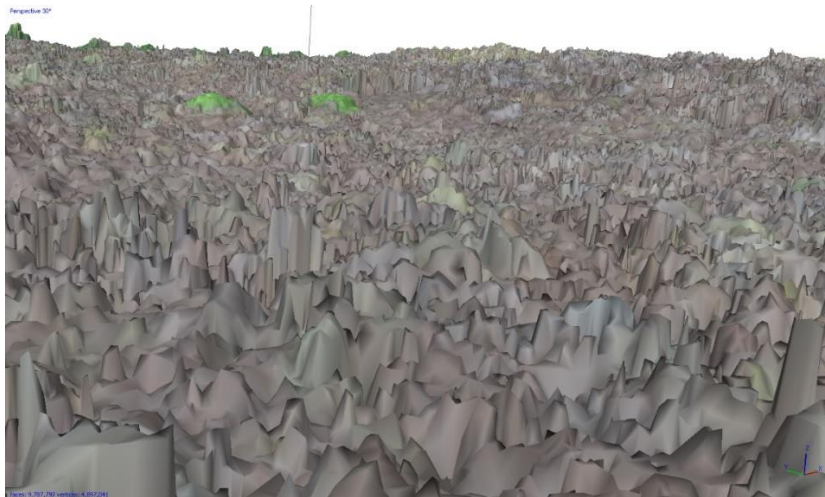
A)



B)



C)



Fonte: Argisoft Photoscan.

3.3.2 Análise de tendência e exatidão dos modelos digitais de elevação

Os modelos digitais de elevação gerados por RPA e por plataforma orbital foram confrontados com os pontos de validação (PDV) distribuídos na região de interesse da microbacia experimental. A Tabela 5 apresenta a média e desvio padrão amostral das diferenças altimétricas analisadas, bem como a análise de tendência dos dados amostrais.

Tabela 5 - Análise da tendência e estatística do erro dos modelos digital elevação

MDE's	Estatística da diferença MDEs x PDC		Análise de tendência		
	Média do erro (m)	Desvio padrão do erro (m)	T _{cal}	T _{tab}	Resultado
SRTM	-3,722	1,900	9,187	1,325	Com
ALOS PALSAR	-3,900	1,877	9,520	1,325	Com
RPA à 200 m	3,999	2,057	9,913	1,325	Com
RPA à 150 m	-0,426	2,048	1,272	1,325	Sem
RPA à 100 m	0,037	0,686	0,233	1,325	Sem

T_{cal} = T de *Student* calculado, T_{tab} = T de *Student* tabelado.

Fonte: Dados da pesquisa.

Os valores de estatística *Tcal* foram determinados para os MDEs obtidos ao nível orbital (SRTM e ALOS PALSAR) e suborbital (RPA à 200, 150 e 100 m), num intervalo de confiança de 90% em 21 pontos de validação, deste modo, o *T Student* tabelado foi de 1,325 (TABELA 5). A partir do teste de hipóteses realizado foi possível determinar tendência no erro nos seguintes MDEs: SRTM, ALOS, RPA à 200 m (TABELA 4). Assim, para reduzir a tendência dos erros sistemáticos dentro dos MDEs, foram subtraídas a média dos erros em todos os *pixels* dos modelos analisados.

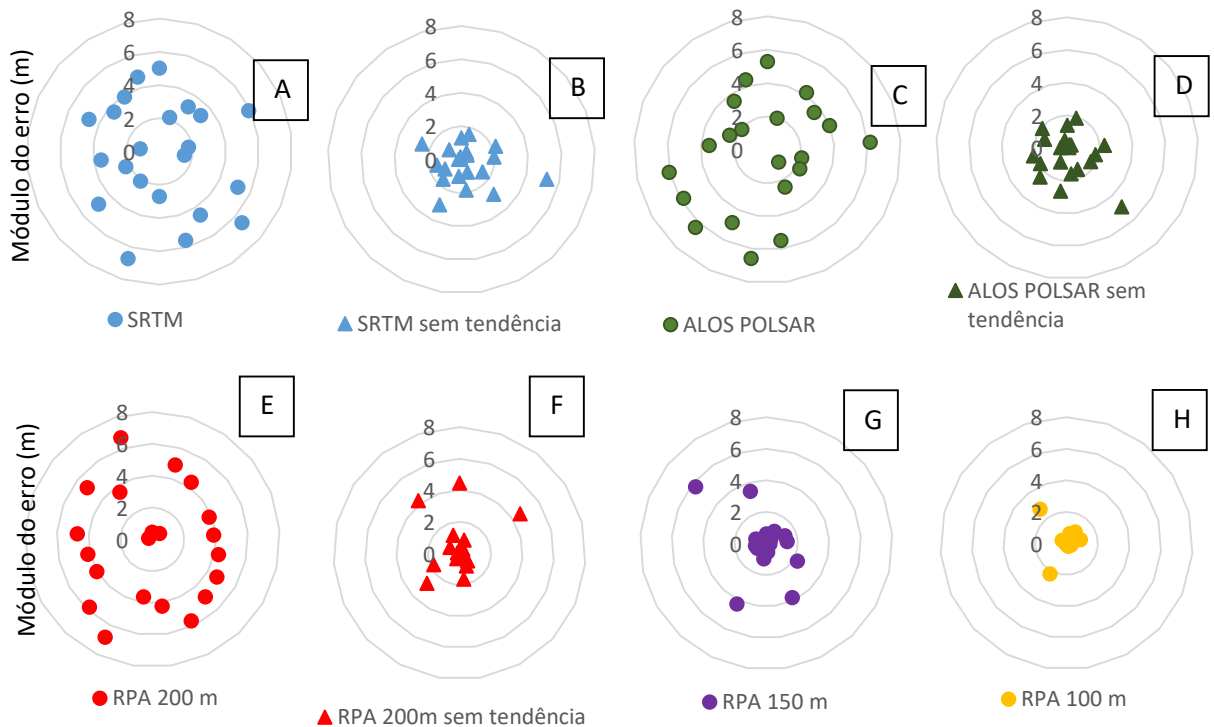
A Figura 16 retrata a espacialização das discrepâncias altimétricas de todos os modelos analisados e aborda o efeito da retirada da tendência do erro na acurácia dos modelos em relação aos pontos de validação. Como pode ser observado, com a retirada do erro sistemático reduziu a discrepância altimétricas para todos os modelos com tendência, SRTM, ALOS e RPA a 200 m (FIGURA 16 B, D, F e H), aproximando o erro médio a zero.

No entanto, os erros altimétricos ainda continuaram elevados como observado nas Figuras 16B, 16D e 16F, onde há erros superiores a 2 m, isto ocorre devido a componente altimétricas sofrer, também, influência de erros aleatórios (SILVA *et al.*, 2015).

De acordo com Brush *et al.* (2019), a acurácia planimétrica e altimétrica de modelos digitais de terreno gerados por tecnologia RPA são influenciadas, principalmente, pelo número de pontos de controle georreferenciados em campo. Em contrapartida, quando há forte

influência de elementos (prédios, vegetação e outros) acima da superfície do terreno, ou até mesmo sombreamentos de feições do terreno, a qualidade do levantamento é prejudicada (HUNG *et al.*, 2018).

Figura 16 - Espacialização das discrepâncias altimétricas nos pontos de validação, antes e depois da retida da tendência do erro sistemático.



Fonte: Dados da pesquisa.

Deste modo, a elevada discrepância altimétrica encontrada no modelo obtido pelo voo à 200 m de altura é atribuído a influência, principalmente, da FTSS e do sombreamento das feições no momento da coleta de dados, visto que, foram utilizados o mesmo número de PDC em cada expedição realizada e houve variação no erro altimétricos nas diferentes alturas de voo, conforme demonstrado por Silva *et al.* (2015) e Brush *et al.* (2019).

Os dados SRTM, ALOS PALSAR apresentaram mesmo comportamento no erro médio e desvio padrão, gerando uma diferença de apenas 0,17 m entre os dois modelos, no mesmo sentido, o MDE por RPA à 200 m apresentou elevado erro médio em relação aos pontos de validação, chegando, cerca de 4,00 m. Os erros altimétricos encontrados nas plataformas orbitais se assemelham aos encontrados por Costa *et al.* (2010), em relação à influência da floresta tropical sazonalmente seca.

No que diz respeito aos modelos de elevação obtidos por tecnologia RPA, as diferentes características dos voos geraram produtos planialtimétricos diferentes, sendo a altura

do voo uma das principais variáveis envolvidas nessa discrepância altimétrica (SILVA *et al.*, 2015; BRUSH *et al.*, 2019). O voo à 200 m apresentou maior erro médio em relação aos demais voos, fato evidenciado pela intensa influência da floresta tropical sazonalmente seca, que cobria 90% da região de interesse. Os erros médios nos demais voos chegaram à escala de centímetros no voo à 150 e 100 m, -42,6 e 3,7 cm, respectivamente.

Para validar a melhora na acurácia dos dados após a retirada da tendência do erro foram determinados o RMSE, EQM e R^2 para todos os MDEs estudados, além dos parâmetros para enquadramento no Padrão de Exatidão Cartográfico (PEC) (TABELA 6).

Tabela 6 – Dados estatísticos das diferenças altimétricas dos modelos de elevação de plataforma orbital e por RPA na Microbacia Experimental do Vale Curu (MEVC)

MDEs x PDVs	PEC	EP	RMSE	EQM	Média	D.p	Máx	Mín	R^2	n
					(m)					
SRTM	0,69	0,42	0,93	17,46	-3,72	1,90	1,52	-6,72	0,92	21
SRTM - ST	0,69	0,42	0,42	3,61	1,51	1,17	5,24	-3,00	0,92	21
ALOS	0,67	0,41	0,94	18,73	-3,90	1,87	1,00	-6,57	0,91	21
ALOS - ST	0,67	0,41	0,41	3,52	1,54	1,17	4,90	-2,67	0,91	21
RPA à 200 m	0,72	0,44	0,98	20,03	4,00	2,06	6,81	-0,60	0,94	21
RPA à 200 m - ST	0,72	0,44	0,44	4,03	1,37	1,51	4,60	-2,81	0,94	21
RPA à 150 m	0,73	0,44	0,45	4,34	-0,43	2,05	5,74	-4,27	0,90	21
RPA à 100 m	0,27	0,17	0,18	0,78	0,47	0,69	2,74	0,01	0,98	21

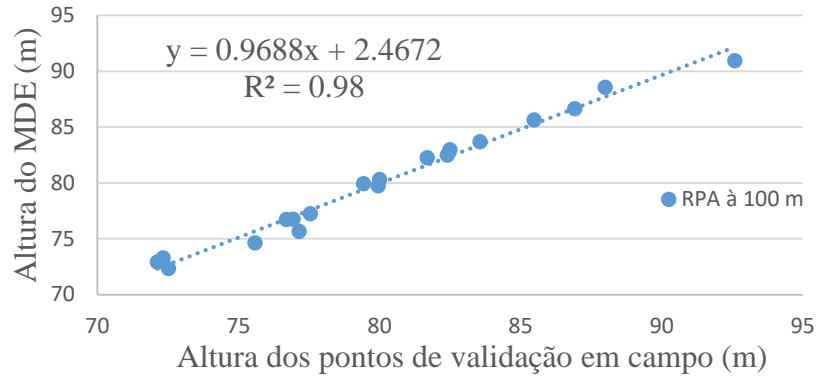
Fonte: dados da pesquisa.

PEC = padrão de exatidão cartográfico; EP = erro padrão; RMSE = raiz do erro médio quadrático; EQM = erro médio quadrático; D.p. = desvio padrão; R^2 = coeficiente de determinação; n = número de amostras testadas; ST = sem tendência.

O modelo obtido por RPA à 100 m apresentou os melhores resultados para RMSE, EQM e R^2 em comparação aos demais modelos. A média das relações altimétricas dos MDE e os pontos de validação foi maior no SRTM, ALOS e RPA à 200 m, além de apresentar os maiores desvios padrões e maior RMSE e EQM (TABELA 5).

O coeficiente de correlação R^2 apresentou ajuste de 0,98, o que demonstra melhor ajuste do modelo de dados de campo (TABELA 6) (FIGURA 17). O voo à 150 apresentou resultados inferiores, principalmente por conta do elevado desvio padrão, obtendo discrepância máxima e mínima de 5,74 m e -4,27 m, respectivamente, o que não traz confiabilidade ao modelo, sobretudo se tratando de dados de RPA.

Figura 17 – Altimetria do MDE obtido por RPA com voo à 100 m



Fonte: dados da pesquisa.

A retirada da tendência do erro sistemático nos modelos orbitais e de RPA à 200 m apresentaram melhora nos parâmetros estatísticos analisados, exceto para coeficiente de correlação. No entanto, a média e o desvio padrão da discrepância desses modelos continuaram obtendo valores elevados atribuídos aos erros aleatórios, principalmente pela influência da floresta densa que compõem a microbacia experimental, concordando com os dados de PONZONI *et al.* 2015 e HUNG *et al.* (2018).

Segundo os critérios definidos pelo PEC através do erro padrão (EP) dos pontos de validação em comparação aos dados orbitais de MDEs obtiveram PEC de 0,67 e 0,69, para os modelos SRTM e ALOS PALSAR, respectivamente, sendo então classificados como produto classe B 1:5.000. Os modelos obtidos por RPA à 200 m e à 150 m obtiveram as piores classificações em relação a todos os modelos, obtendo EP de 0,44 m, respectivamente, foram classificados como classe C 1:5.000 (TABELA 2). Para serem classificados como classe A todos os modelos citado acima só seriam aceitos em escalas acima de 1:10.000, conforme a Tabela 2.

O melhor enquadramento em função da PEC foi o modelo obtido à 100 m de altura, sendo classificado como classe A na escala de 1:2.000, fato que corrobora com às análises estatísticas levantadas, principalmente pela ausência de tendência na discrepância altimétrica. Hung *et al.* (2018), avaliando MDT obtido por RPA com voo à 60 m de altura em microbacia em área de floresta esparsa, obteve classificação classe A compatível com a escala de 1:5.000 a partir da análise de 354 pontos de validação.

De acordo com Bruch *et al.* (2019), o uso RPA apresenta melhor valores de acurácia dos dados, demonstrando ser uma boa alternativa na busca por alternativas de modelos mais precisos com dados altimétricos do terreno. No entanto, como apontado pelos outros MDEs por

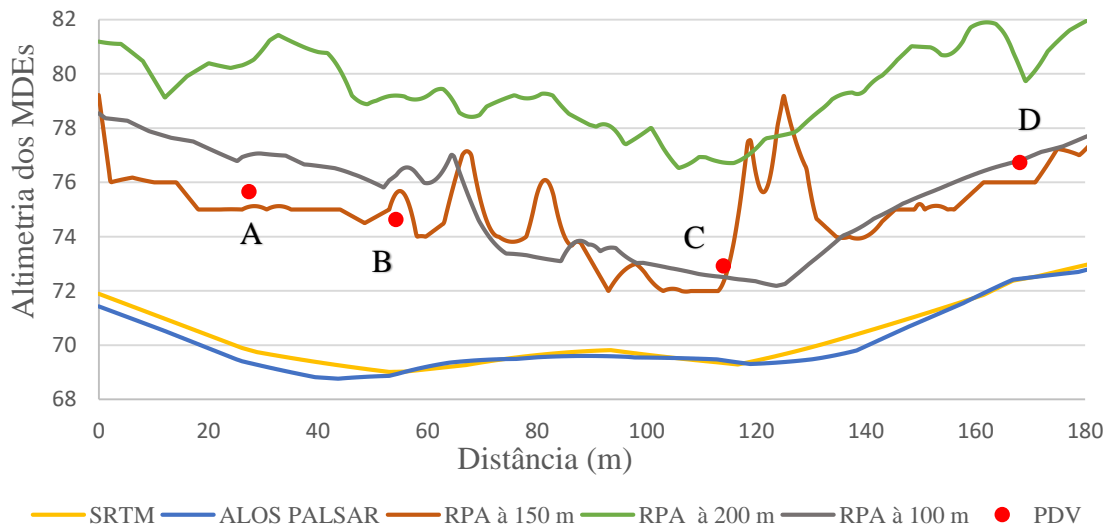
RPA desse estudo, existem variáveis importantes que interferem na produção de modelos mais confiáveis, onde falhas na coleta de dados dos pontos de controle, ou presença de vegetação densa interferem na geração desses modelos, conforme PONZONI *et al.* (2015) e GABOARDI; LÜBECK (2016).

3.3.3 Análise dos perfis longitudinais

Os três perfis longitudinais traçados nos 5 modelos de elevação (MDEs) analisados retratam as discrepâncias altimétricas entre os modelos e os pontos de validação do terreno. Cada perfil apresenta no mínimo 4 pontos de validação (PDV), que facilita a compreensão do relevo da microbacia (FIGURAS 18, 19 e 20).

O perfil 1 está situado próximo ao exutório da microbacia, região na qual a FTSS está em processo de regeneração há 12 anos (FIGURA 18). Em relação aos pontos de validação a diferença média entre os MDEs orbitais foi de -4,83; - 4,94 para SRTM e ALOS, respectivamente. As diferenças entre os dados obtidos por RPA à 200, 150 e 100 m foram 4,15; -0,22 e 0,66 m, respectivamente.

Figura 18 – Perfil transversal 1 gerado por diferentes MDE's e pontos de validação (PDVs) em campo



Fonte: dados da pesquisa.

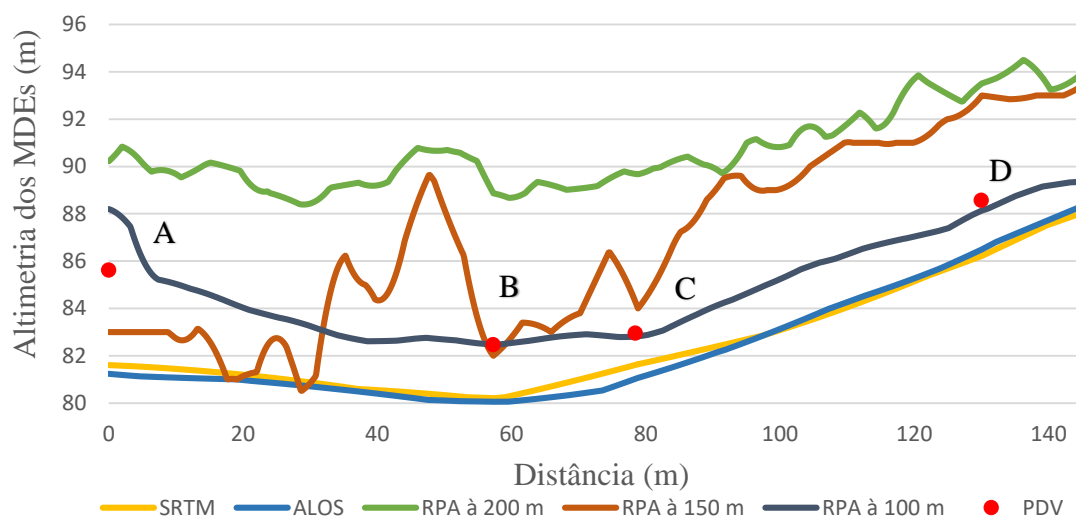
Por se tratar de uma região com a altura média das árvores menor que 5 metros (FEITOSA, 2017), é nítida a sinuosidade da copa da vegetação sendo confundida pelo algoritmo como o relevo do terreno no MDE obtido por RPA à 200 m. A geração de modelos

de elevação errôneos cria falsas interpretações aos gestores e tomadores de decisão em diversas áreas do conhecimento, mas, principalmente, em estudo de hidrologia em que a topografia é determinante na delimitação de uma região hidrográfica de interesse, ainda mais no comportamento hidrográfico de pequenas bacias (PORTO; PORTO, 2008; TASCIA *et al.*, 2017; FARIA *et al.*, 2018).

Nos pontos de validação C e D os dados de RPA à 100 m tiveram mais acurácia do que nos pontos A e B, isto ocorreu porque na geração do ortomosaico deste MDE foi necessária a fusão de 6 voos diferentes, e as coordenadas dos pontos A e B estão localizadas nas zonas de intercessão de dois desses voos. As feições da vegetação foram observadas em todos os MDEs obtidos por RPA, mostrando que os modelos digitais gerados representam toda superfície acima do terreno (extrato arbustivo e arbóreo) sendo influenciado pela estrutura do dossel da FTSS.

A Figura 19 retrata o perfil traçado na parte alta da MEVC estando numa região de transição entre a área de vegetação em regeneração há 12 anos e área mais preservada com 43 anos de pousio. A vegetação nessa parte da microbacia está mais estabelecida e apresenta árvores mais robustas com dossel mais fechado e de difícil acesso.

Figura 19 – Perfil transversal 2 gerado por diferentes MDEs e pontos de validação (PDVs) em campo



Fonte: Dados da pesquisa.

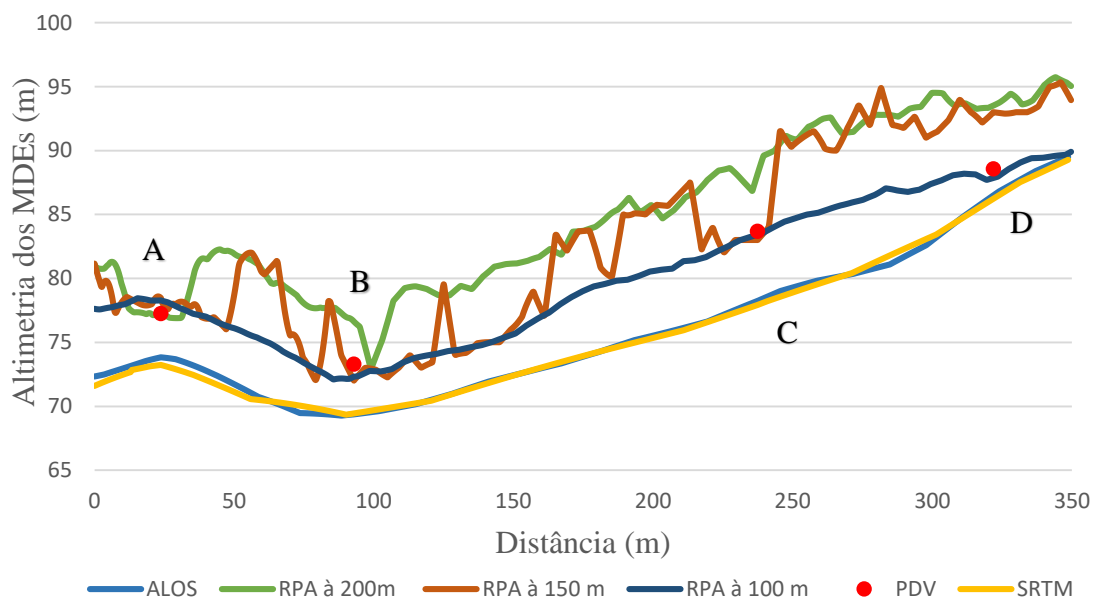
A amplitude da discrepância entre os MDEs e os pontos de validação foi maior no modelo obtido por RPA com voo à 200 m de altura, a média do erro foi de 5,66 m. Os modelos obtidos a partir de plataformas orbitais obtiveram média do erro de -2,70 e -2,50 para SRTM e ALOS PALSAR, respectivamente (FIGURA 19). Em escala centimétrica os voos à 150 e 100

m por RPA foram os que demonstraram melhores ajustes em relação aos 4 pontos de validação, 67 cm e 49 cm, respectivamente.

Por estarem localizados numa região de transição com vegetação de maior porte, as diferenças altimétricas foram maiores para todos os MDEs obtidos por RPA. As discrepâncias máximas foram observadas nos pontos B e C da Figura 19 para o voo de 200 m, chegando a 6,39 e 6,72 m em relação à medida feita no solo. O MDE obtido pelo voo à 150 m apresentou mais feições da vegetação que o voo à 100 m, principalmente a partir do comprimento de 80 m do perfil traçado.

O perfil de 350 m traçado a partir da jusante a montante da microbacia demonstra o comportamento da interferência da vegetação no processamento automático de geração de modelos de elevação a partir de RPA, principalmente no voo de 200 m (FIGURA 20).

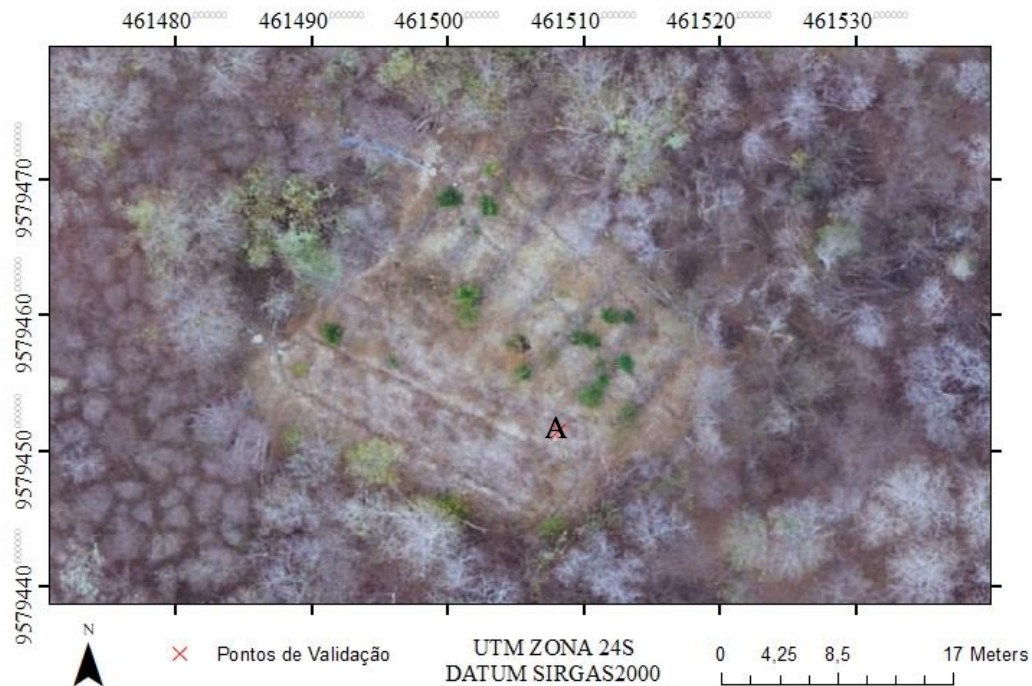
Figura 20 - Perfil transversal 3 gerado por diferentes MDEs e pontos de validação (PDVs) em campo



Fonte: dados da pesquisa.

Vale salientar que, o ponto A é uma área antropizada oriunda da instalação de experimentos, sendo área de estudo de perda de solo em parcelas de erosão. A região foi desmatada em dezembro 2018, deste modo, na data expedição de 2017 está região estava vegetada, e na expedição de 2019 está região já estava desmatada. (FIGURA 21).

Figura 21- Uso e ocupação de região de interesse da microbacia experimental



Fonte: dados da pesquisa.

O modelo com melhor ajuste em função dos pontos de validação para o perfil 3 (FIGURA 20) foi obtido por voo à 100 m, mesmo sendo realizado em 2017, antes das intervenções antrópicas na região da bacia. Este modelo gerou média do erro de 0,21 m, enquanto os demais modelos geraram erros médios de 3,19, 0,92 para os voos à 200 e 150 m de altura, respectivamente. No ponto A da Figura 21 o voo à 200 m apresentou MDE com melhor ajuste entre todos os modelos de elevação com discrepância altimétrica de 0,03 m.

As diferenças altimétricas encontradas no modelo de elevação SRTM foram semelhantes com o satélite ALOS, apenas por possuírem resolução temporal diferentes com passagem do SRTM em 2000 e ALOS PALSAR em 2010, uma diferença de 19 anos e 9 anos em relação aos dias de hoje. SILVA (2018), estudando dados SRTM e RPA em área com vegetação densa na região do litoral do Ceará constatou a influência da vegetação nos seus dados, em que a discrepância altimétrica foi maior em regiões com alta densidade de copas e extensa cobertura florestal. Os tipos de vegetação também influenciam na amplitude do erro, em que regiões com Floresta Tropical Sazonalmente Seca bem estabelecidas geram modelos de elevação com melhor acurácia do que florestas úmidas no Brasil, chegando a ser 60% mais precisos em relação a dados de elevação SRTM (COSTA *et al.*, 2010).

3.3.4 Delimitação e caracterização fisiográfica automática da microbacia

A qualidade da delimitação automática de bacias hidrográficas depende diretamente do valor adotado do *threshold*, em estudos com modelos de terreno por base orbital como SRTM e ALOS, Costa (2008) obteve resultados mais consistentes ao se utilizar valores entre 50 e 100 células.

Os MDEs com maior precisão obtida por RPA requerem *threshold* maiores em comparação a dados orbitais de baixa resolução espacial (SRTM 30 m/*pixel* e ALOS 13m/*pixel*), principalmente porque eles tendem a superestimar a geração do fluxo acumulado do processo de delimitação.

Na Figura 22 observa-se a variação da densidade de drenagem e a delimitação automática da MEVC obtida a partir dos MDEs que foram capazes de delimitar a microbacia. O grau de ramificação da ordem e do número de cursos foi modificada em função da resolução do modelo digital utilizado. Os modelos obtidos por RPA, usando *threshold* de 100 células, apresentaram maiores ramificações em relação aos dados SRTM e ALOS.

O uso adequado de *Threshold* implica diretamente nos produtos da caracterização morfométrica de bacias hidrográficas. Número de células menores contribuem na maior ramificação da malha hidrográfica e superestima o ambiente, modificando grande parte dos parâmetros avaliados.

A delimitação automática a partir dos dados obtidos por RPA à 200 m apresentaram forte influência da vegetação, em que a sinuosidade do terreno foi fortemente confundida com a copa da vegetação. A acurácia dos modelos de elevação é outro parâmetro que é considerado na fidelidade na representação da sinuosidade do terreno (HUNG *et al.*, 2018), que modifica a direção dos cursos na delimitação automática.

A variação altimétrica e a declividade são exibidas nas Figuras 23 e 24, respectivamente, em função dos dados de elevação de cada modelo. Os dados orbitais apresentaram altitude mínima e máxima de 66,92 e 94,33, e 66,17 e 94,61 m, para SRTM e ALOS PALSAR. De acordo com Costa *et al.* (2010) os dados topográficos obtidos por bases orbitais, como SRTM, são amplamente usados em estudos da modelagem do relevo e modelos orbitais com melhor resolução espacial são alternativas em estudos de grandes bacias hidrográficas. Deste modo, o satélite ALOS apresentou robustez nos seus dados, não gerando grandes diferenças em comparação ao SRTM quando a acurácia dos dados nas cenas analisadas, seu diferencial está na resolução espacial de 13 m.

A maior amplitude altimétrica foi do MDE obtido por RPA à 100 m, com altitude máxima de 120,146 m e mínima de 59,431 m (FIGURA 23D). A declividade média da microbacia foi de 22,23% e 18,23%, para os dados de RPA à 100 e 200 m, respectivamente. O efeito da vegetação nos modelos obtidos por RPA são representados por declividade acima de 30%. No MDE obtido por RPA com voo à 100 m houve maior interferência da vegetação na parte mais alta da microbacia, com a concentração de declividades acima de 45%, que são características de regiões montanhosas, fugindo da realidade da região.

As características fisiográficas da microbacia experimental apresentaram variações em função dos modelos digitais de elevação utilizados na sua caracterização. Além das diferenças nas ramificações da linha de drenagem, a área de contribuição da bacia foi menor no modelo obtido por RPA à 200 m chegando a 8,44 ha, sendo subestimado em relação aos demais modelos (TABELA 7).

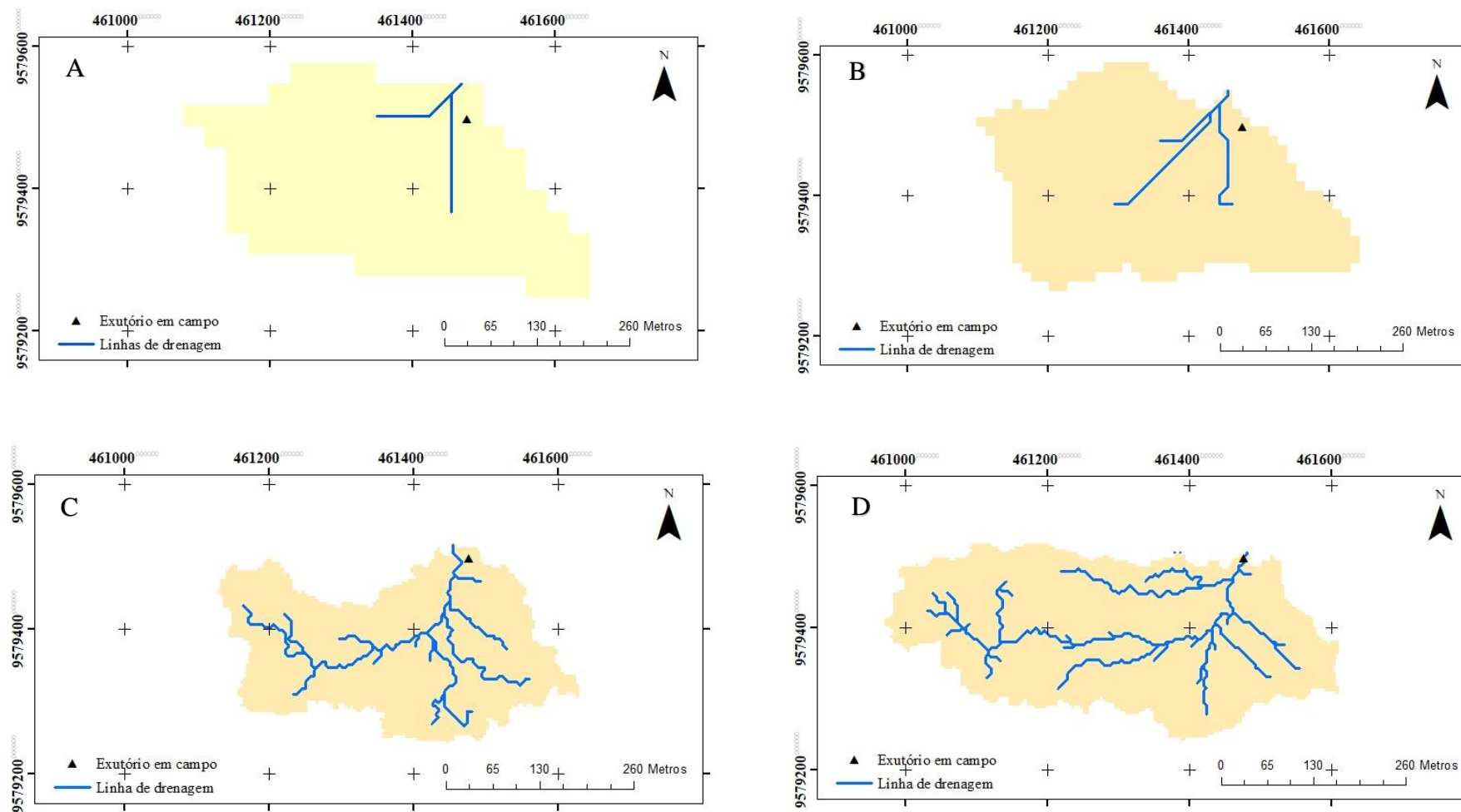
Tabela 7. Características fisiográficas da Microbacia Experimental Vale do Curu em Pentecoste.

Características da MEVC	Modelo Digital Elevação			
	SRTM	ALOS	RPA à 200 m	RPA à 100 m
Área (ha)	11,60	11,35	8,44	12,02
Perímetro (m)	1708,01	1656,20	1840,05	2100,00
Comprimento da bacia (m)	303,40	367,52	356,89	508,2
Comprimento dos rios (m)	303,61	502,15	1430,01	2132,79
Comprimento do curso principal (m)	186,19	241,23	536,946	648,25
Número de canais	2	3	12	26
Declividade da bacia (Db) (%)	6,71	7,80	18,23	22,23
Coef. de compacidade (Kc)	1,40	1,38	1,51	2,03
Fator de forma (Kf)	1,26	0,84	0,66	0,45
Índice de Circularidade (Ic)	0,50	0,52	0,24	0,43
Sinuosidade do curso principal (Sin)	1,03	1,05	1,78	1,45

Fonte: dados da pesquisa.

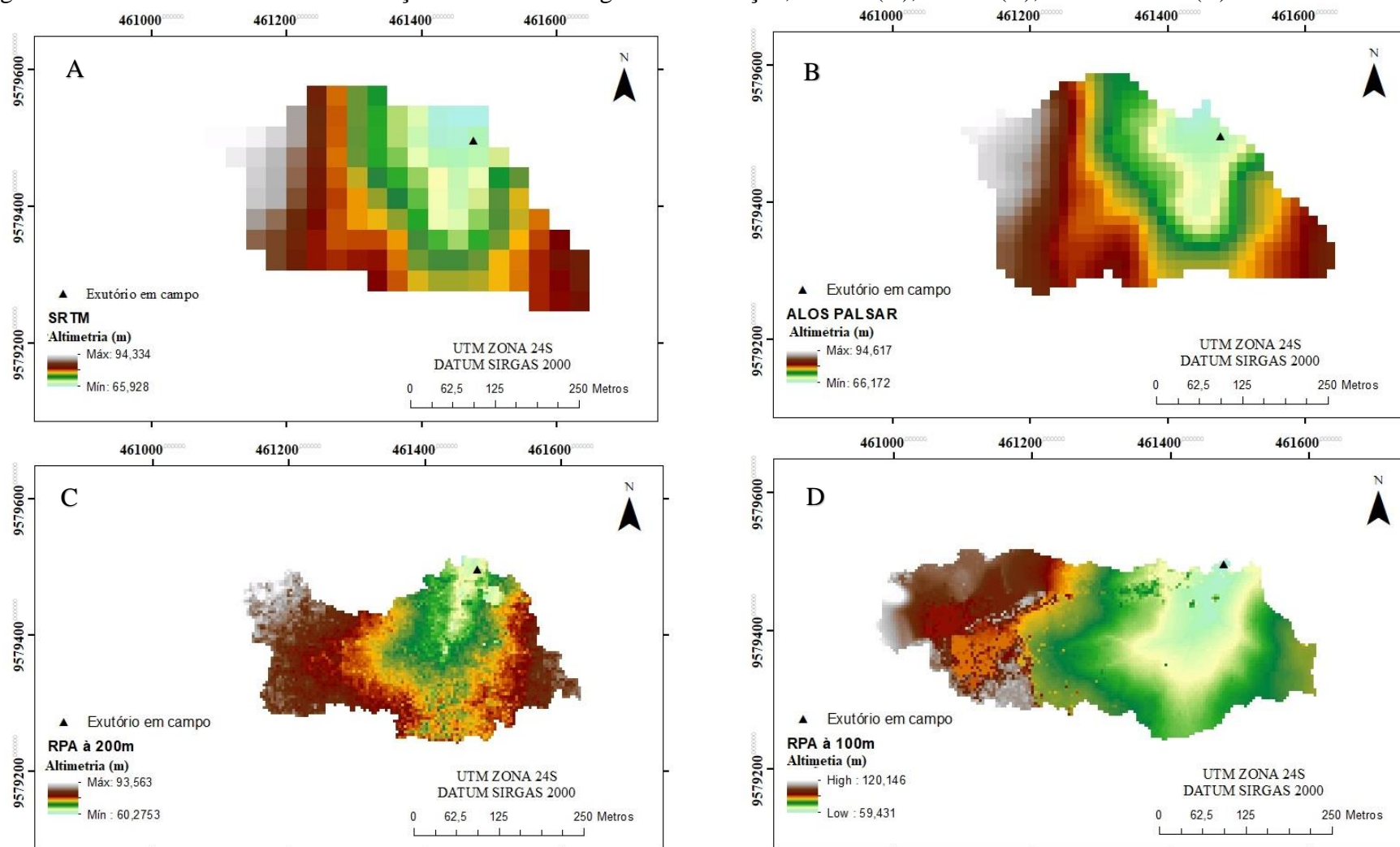
As características da rede de drenagem seguiram o mesmo comportamento em função do aumento da resolução espacial. O comprimento dos cursos hídricos e o número de canais foram superestimados pelo voo à 100 m com resolução espacial de 4 m, isto ocorreu principalmente pelo baixo *Threshold* usado na delimitação automática. O MDE obtido por RPA à 200 m por ter elevado o efeito da vegetação não gerou mesmo comportamento.

Figura 22 - Mapa de drenagem da microbacia experimental em função dos modelos digitais de elevação, SRTM (A), ALOS (B), RPA à 200 m (C) e RPA à 100 m (D)



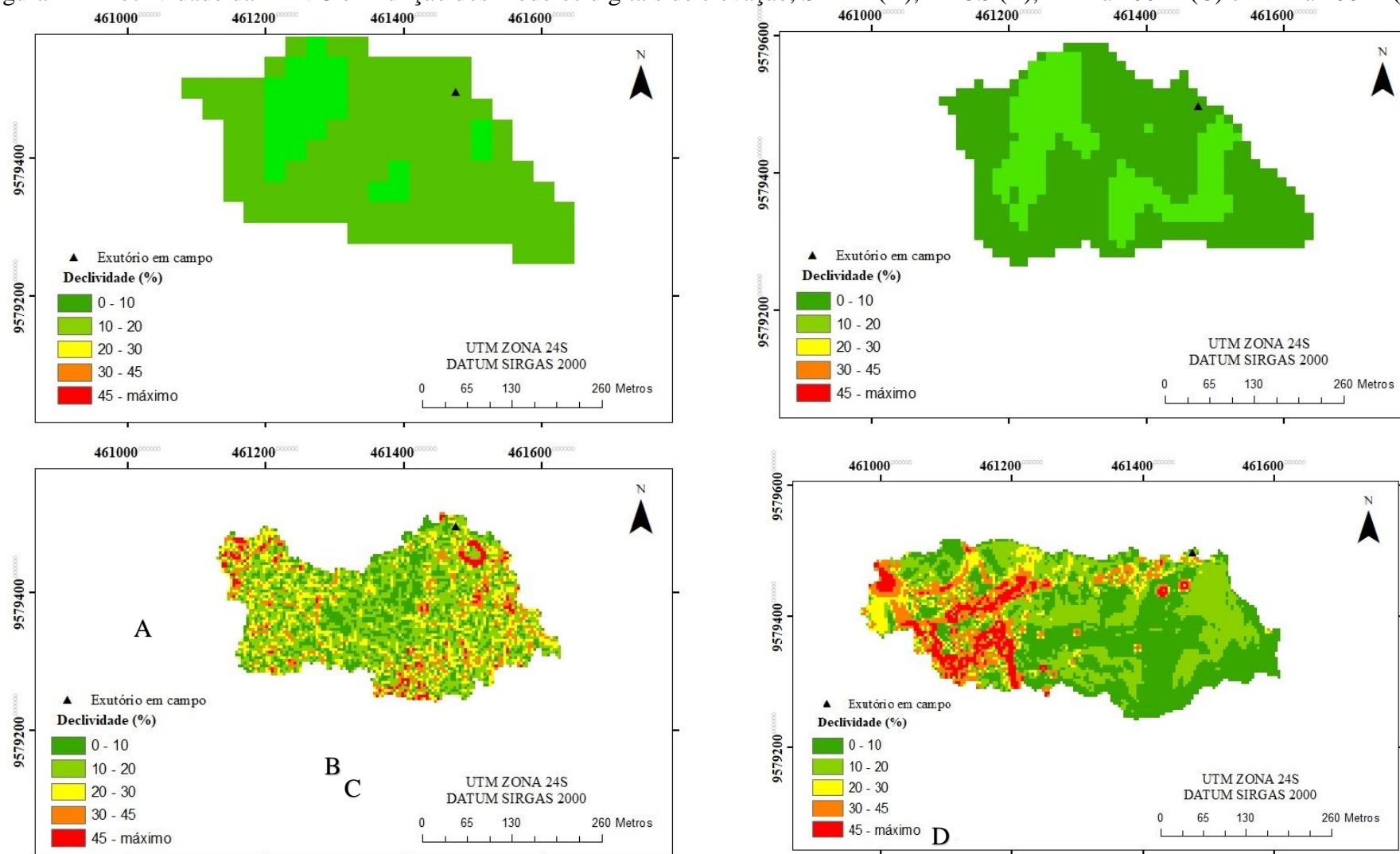
Fonte: Dados da pesquisa

Figura 23 - Altimetria da MEVC em função dos modelos digitais de elevação, SRTM (A), ALOS (B), RPA à 200 m (C) e RPA à 100 m (D)



Fonte: Dados da pesquisa.

Figura 24 - Declividade da MEVC em função dos modelos digitais de elevação, SRTM (A), ALOS (B), RPA à 200 m (C) e RPA à 100 m (D)



Fonte: Dados da pesquisa.

Em contrapartida, os dados de elevação orbitais não conseguiram identificar a linha de drenagem com precisão e a direção dos cursos se desviou da direção do exutório da microbacia. Conforme o aumento da resolução espacial houve aumento de 65% no comprimento dos cursos da bacia para o mesmo *Threshold*. Delimitações automáticas de microbacias sofrem grandes limitações devido à alta interpolação dos dados de elevação em modelos de baixa resolução espacial como SRTM e ALOS PALSAR (LEÃO *et al.*, 2004).

De acordo com o índice de circularidade dos dados de elevação orbitais a microbacia teria a tendência de ser mais circular, visto que o coeficiente I_c está bem próximo 0,51. Os dados obtidos por RPA demonstram o contrário, se a MEVC for fisicamente similar aos dados desses modelos ela terá uma forma mais alongada. Em relação ao coeficiente de compacidade quanto mais próximo à 1 a bacia correspondente terá forma circular, e quanto maior que 1 mais alongada será a mesma. De acordo com VILLELA; MATOS (1975) microbacias com K_c superior a 1, ou seja, apresentam forma mais alongada com menor propensão a enchentes.

O parâmetro fator de forma apresenta também a tendência de enchentes nas bacias hidrográficas, todos os modelos apresentaram baixo K_f e a maior variação para este parâmetro foi de 36% entre os dados de elevação obtidos por RPA à 100 m e os dados SRTM. A sinuosidade do curso principal foi maior nos modelos obtidos por RPA, em função do maior número de informações do terreno por *pixel*.

3.4 Conclusão

Modelos digitais de elevação obtidos ao nível suborbital apresenta maior resolução espacial que os modelos orbitais, todavia, a acurácia dos seus dados varia de acordo com a altura e sobreposição longitudinal e vertical das imagens do voo.

Altura dos voos afeta o alinhamento das imagens no software *Argsoft PhotoScan*.

A vegetação densa da microbacia reduziu o reconhecimento de padrões de solo na área mapeada em todos os voos para as duas expedições 2017 e 2019.

Os modelos orbitais, SRTM e ALOS PALSAR apresentaram comportamento semelhante quanto a acurácia dos seus dados na região estudada.

A delimitação automática variou em função da resolução espacial dos modelos de elevação e o *Threshold* utilizado.

A geração da rede de drenagem automatizados que mais se aproximou com os dados de campo foi o MDE obtido por RPA à 100 m.

A microbacia foi classificada como alongada, pelo MDE obtido por RPA à 100 e 200 m, enquanto para os dados orbitais a mesma apresentou forma mais circular. E em todos os MDE a microbacia não apresenta tendência a enchentes.

REFERÊNCIAS

- AJIBOLA, I. I., MANSOR, S., PRADHAN, B., SHAFRI, H. Z. M. Fusion of UAV-based DEMs for vertical component accuracy improvement. *Measurement*, p. 106795, 2019.
- AKTURK, E.; ALTUNEL, A. O. Accuracy assesment of a low-cost UAV derived digital elevation model (DEM) in a highly broken and vegetated terrain. *Measurement*, v. 136, p. 382-386, 2019.
- BRASIL. Exército Brasileiro. Norma da Especificação Técnica para Aquisição de Dados Geoespaciais Vetoriais de Defesa da Força Terrestre, (EB80-N-72.003) – 1ª Parte – 2ª Edição, publicado no Boletim do Exército nº 18, de 6 de maio de 2016.
- BRUSH, A. F, CIROLINI, A. THUM, A. B. CARNEIRO, M. Avaliação da acurácia das cubagens de volumes de mineração através de levantamentos convencionais e fotogramétricos. *Revista brasileira de geografia física*, v. 12 n. 01, 2019
- COELHO, A. L. N. Modelagem Hidrológica da Bacia do Rio Doce (MG/ES) com Base em Imagens SRTM (Shuttle Radar Topography Mission). **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 8, n. 22, set/2007, p. 116 – 131.
- COSTA, C. A. G., SANTOS TEIXEIRA, A., ANDRADE, E. M., LUCENA, A. M. P., CASTRO, M. A. H.. Análise da influência vegetacional na altimetria dos dados SRTM em bacias hidrográficas no semiárido. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 2, p. 222-230, 2010.
- COSTA, C. A. G.. **Avaliação dos dados SRTM através de análise altimétrica e morfométrica de bacias hidrográficas do semiárido**. 2008. 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia agrícola) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008
- DSG. Diretoria de Serviço Geográfico. Norma da Especificação Técnica para Aquisição de Dados Geoespaciais Vetoriais de Defesa da Força Terrestre (ET ADGV Defesa F Ter). 2ª Edição. Brasília, 2016.
- FARIA, M. M.; BARROS, K. de O.; BRITO, C. R. Caracterização Morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio dos Bagres, Guiricema, MG. Disponível em: <<http://lsie.unb.br/ugb/sinageo/7/0246.pdf>> Acesso em: 25/10/2019.
- FEITOSA, R. C. **Estoque de carbono em floresta tropical sazonalmente seca no nordeste do brasil: uma comparação entre dois usos do solo**. 98 f. (Tese de doutorado) - Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2017.
- FRANÇA, L. C. et al. Delimitação automática e quantificação das Áreas de Preservação Permanente de encosta para o município de Diamantina, Minas Gerais, Brasil. **Revista Espinhaço| UFVJM**, p. 60-71, 2019.

GABOARDI, C.; LÜBECK, D. Precisão altimétrica de modelo digital do terreno sob a vegetação obtido por interferometria de radar de abertura sintética de banda P. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 61, n. 2, p. 67-81, 2016.

HUGENHOLTZ, C. H.; WHITEHEAD, K.; BROWN, O. W.; BARCHYN, T. E.; MOORMAN, B. J.; LECLAIR, A.; RIDDELL, K.; HAMILTON, T. Geomorphological mapping with a small unmanned aircraft system (sUAS): Feature detection and accuracy assessment of a photogrammetrically-derived digital terrain model. **Geomorphology**, v. 194, p.16-24, 2013.

HUNG, M. N. W. B., et al. Levantamento com veículo aéreo não tripulado para geração de modelo digital do terreno em bacia experimental com vegetação florestal esparsa. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 43, p. 215-231, 2018.

JAUD, M., PASSOT, S., LE BIVIC, R., DELACOURT, C., GRANDJEAN, P., LE DANTEC, N., 2016. Assessing the Accuracy of High Resolution Digital Surface Models Computed by PhotoScan® and MicMac® in Sub-Optimal Survey Conditions. Remote Sensing [online] 8/6. Disponível:<https://doi.org/10.3390/rs8060465>. Acesso: 18 de out. 2019

LEÃO, R. A. O. et al. Automatic delimitation and characterization of a catchment located at the Fazenda Experimental Vale do Curu in Pentecoste County-Brazil. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 35, n. 1, p. 26-35, 2004.

MINASNY, B.; MCBRATNEY, A. B. Digital soil mapping: A brief history and some lessons. *Geoderma*, 264(B): 301–311, 2016.

OLIVEIRA, D. V. **Avaliação da acurácia posicional de dados espaciais gerados a partir do uso da RPA**. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Uberlândia, 2019.

OLIVEIRA, P. T. S.; ALVES SOBRINHO, T.; STEFFEN, J. L.; RODRIGUES, D. B. B. Caracterização morfométrica de bacias hidrográficas através de dados SRTM. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 8, p. 819-825, 2010.

OLIVEIRA, S. N. et al. Delimitação automática de bacias de drenagens e análise multivariada de atributos morfométricos usando modelo digital de elevação hidrologicamente corrigido. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v.8, n.1, p.3-21, 2007.

PEREIRA, E. C. B., LÊDO, E. R. F., LOPES, F. B., ANDRADE, E. M. Comparação entre os modelos de elevação srtm de 30 e 90 m na caracterização morfométrica de bacias hidrográficas. IN: **III Simpósio Brasileiro de Recursos Naturais do Semiárido**. ISSN: 23592028, Fortaleza, 2017.

PINHEIRO, H. S. K.; CHAGAS, C. S.; JÚNIOR, W. C.; ANJOS, L. H. C. Modelos de elevação para obtenção de atributos topográficos utilizados em mapeamento digital de solos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.47, n.9, p.1384-1394, set. 2012.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. Sensoriamento remoto da vegetação. 2ª edição – atualizada e ampliada, São Paulo, Oficina de Textos, 2015.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. *Estud. av.* v.22 n.63, 2008.

SILVA, C. A., SOUTO, M. V. S., DUARTE, C. R., BICHO, C. P., SABADIA, J. A. B. Avaliação da acurácia dos ortomosaicos e modelos digitais do terreno gerados pelo μ VANT/DNPM. 2015. **Revista Brasileira de Cartografia** (2015) N0 67/7: 1479-1495, 2015.

SILVA, J. A. **Aeronaves remotamente pilotadas em topografia: controle estatístico de processos na avaliação da qualidade de dados obtidos.** 89 f. (Dissertação de mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2018.

SOBRINHO, T. A.; OLIVEIRA, P. T. S.; RODRIGUES, D. B. B.; AYRES, F. M. Delimitação automática de bacias hidrográficas utilizando dados SRTM. *Eng. Agrícola*, Jaboticabal, v.30, n.1, p.46-57, jan./fev. 2010.

TASCA, F. A.; FINOTTI, A.; POMPÊO, C. A.; GOERL, R. F. O papel da drenagem urbana na prevenção de desastres hidrológicos na bacia hidrográfica do Rio Itajaçu. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 1, 23 jan. 2017.

TRIMBLE R4. **Model 3 gnss receiver.** Version 4.80. Revision A. 2013. Disponível em: <<https://www.manualslib.com/manual/828648/Trimble-Trimble-R8.html#manual>>. Acesso em: 20 de out 2019.

UYSAL, M.; TOPRAK, A. S.; POLAT, N. DEM generation with UAV Photogrammetry and accuracy analysis in Sahitler hill. **Measurement**, v. 73, p. 539-543, 2015.

VILLELA, S. M, MATTOS, A. *Hidrologia Aplicada.* São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975.

4 CAPÍTULO III – ANÁLISE DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTO E PERDAS DE NUTRIENTES EM DIFERENTES MANEJOS DE SOLO NO SEMIÁRIDO

RESUMO: O estudo da erosão em escala de parcela de erosão ajuda a entender os processos hidrossedimentológicos em escalas maiores. A cobertura do solo reduz significativamente a desagregação do solo causada pela chuva, reduzindo assim a disponibilidade de sedimento a serem transportados pelo escoamento superficial. Práticas conservacionistas apresentam eficácia na redução da erosão hídrica, principalmente, em ambientes semiáridos. Neste sentido, objetivou-se avaliar o efeito de diferentes práticas de manejos do solo nas perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica em parcelas experimentais em região semiárida. O experimento foi desenvolvido na Bacia Experimental do Curu (BEVEC), pertencente a Fazenda Experimental da Universidade Federal do Ceará, no município de Pentecoste, Ceará. Foram empregados quatro usos de solo: CN12 - floresta tropical sazonalmente seca em pousio há 12 anos, CN43 - Floresta tropical sazonalmente seca em pousio há 43 anos, CPL - cultivo de feijão-caupi em nível com leiras e CPq - cultivo de feijão-caupi no sentido da declividade após queima. O período estudado compreendeu os meses de fevereiro a julho de 2019. Foram coletas amostras de água em cada evento erosivo. Foram monitorados 13 eventos erosivos, com escoamento de no mínimo uma parcela. Os eventos mais erosivos se concentraram nos meses de abril e julho. A parcela CN43 apresentou apenas um escoamento durante todo período estudado, a perda de solo na parcela CPL foi menor que a parcela CN12. As maiores perdas de nutrientes foram registradas na parcela com manejo de queima do material vegetal. O uso de práticas conservacionistas no semiárido mostrou ter grande potencial na redução da perda de solo e nutrientes, no entanto, não afetou a redução do volume total das enxurradas.

Palavras-chave: Práticas conservacionistas. Floresta Tropical Sazonalmente Seca. Escoamento Superficial.

Analysis of sediment yield and nutrient losses in different soil management in the semiarid

ABSTRACT: Water erosion is intensified by the interaction of edaphoclimatic factors and accelerated by human interference. Studying erosion on an erosion parcel scale helps to understand hydrosedimentological processes on larger scales. Land cover significantly reduces soil disintegration caused by rainfall, thereby reducing the availability of sediment to be transported by runoff. Conservation practices are effective in reducing water erosion, especially in semi-arid environments. In this sense, the effect of different soil management practices on soil, water and nutrient losses due to water erosion in experimental plots in semiarid region was objectified. The experiment was carried out in the Curu's Experimental Basin (BEVEC), belonging to an experimental farm of the Federal University of Ceará, in the city of Pentecoste, Ceará. Four different soil uses were employed: CN12- dry tropical forest for 12 years, CN43- dry tropical forest for 43 years, CPL-cowpea level and CPq- cowpea cultivation in sense of slope after burning. The studied period was from February to July 2019. Water samples were collected in each erosive event. Sixteen erosive events were monitored, with runoff of at least one plot. The most erosive events were concentrated in April and July. The CN43 plot presented only one runoff during the whole study period, the soil loss in the CPL plot was smaller than the CN12 plot. The highest nutrient losses were recorded in the plot with burning management of plant material. The use of conservation practices in the semiarid region has been shown to have great potential for reducing soil and nutrient loss, however, had no effect on reducing the total volume of runoff.

Keyword: Conservation practices. Dry Tropical Forest. Runoff

4.1 Introdução

A principal fonte de degradação do solo no mundo é proveniente da erosão causada pelas precipitações pluviométricas, ocasionando perdas de solo e nutrientes em mais de 751 milhões de hectares pelo mundo (DAI *et al.*, 2018). Os impactos da erosão e a sua quantificação são os estudos ambientais mais desafiadores dos últimos anos (CERDAN *et al.*, 2010), sendo os Estados Unidos e a União Europeia as principais fontes de pesquisas e com maior banco de dados no mundo sobre essa temática.

A erosão hídrica causa diversos impactos ambientais e econômicos, como o empobrecimento acelerado do solo, carreando as partículas finas e os nutrientes proporcionando o assoreamento e eutrofizando os corpos hídricos (LOPES, 2013). No que diz respeito a região semiárida brasileira, diversos pesquisadores já salientaram a necessidade de investigações pontuais para geração de banco de dados local relacionado a erosão (ALBUQUERQUE *et al.*, 2002; BERTOL *et al.*, 2011; SANTOS *et al.*, 2011).

Dentre os fatores que influenciam a geração de escoamentos e produção de sedimentos, as características da precipitação pluviométrica (erosividade, intensidade, duração e frequência das chuvas) e do manejo da cobertura do solo são as principais (BERTOL *et al.*, 2011; ANDRADE *et al.*, 2016). O regime pluviométrico do semiárido brasileiro, com chuvas com má distribuição no tempo e no espaço e com alta intensidade, provoca excessivas perdas de solo e nutrientes na região.

A cobertura do solo está fortemente ligada ao processo erosivo e ao escoamento superficial e em ambiente semiárido essa variável é a mais fácil a ser controlada. A preservação da vegetação com extrato arbóreo mais denso e com presença de extrato herbáceo tem potencial de reduzir o escoamento e as perdas de solo e nutrientes (GOMES, 2016; ZHOU *et al.*, 2016)

Por outro lado, existe uma intensa demanda de produtos agrícolas e florestais na região semiárida brasileira, visto que é a região semiárida mais populosa do mundo, portanto é imprescindível que a exploração da região seja feita de forma sustentável e produtiva, para que não haja esgotamento dos seus recursos. No entanto, grande parte dos agricultores empregam manejos inadequados para região, entre elas o manejo do fogo na abertura e limpeza de novas áreas agrícolas. A queimada dos restos vegetais aumenta a disponibilidade de nutrientes, porém este efeito não se estende a longo prazo, e traz prejuízos provocando um efeito contrário devido ao carreamento desses nutrientes, aumentando mais ainda a vulnerabilidade da região a erosão e a perda de nutrientes (BORJA *et al.*, 2019).

Os nutrientes presentes no solo são facilmente carregados pelas enxurradas dependendo da concentração destes, na camada superficial do solo. De acordo com Beutler *et al.* (2003) existe uma relação linear positiva entre a concentração de nutrientes no material erodido e a camada de 0 – 0,25 m de profundidade do solo. As perdas de nutrientes além de proporcionar empobrecimento do solo agrícola no local da erosão também causam contaminação do ambiente, como eutrofização de corpos hídricos, tornando necessário uso de técnicas de conservação para atenuar o processo.

As práticas conservacionistas são ferramentas de gerenciamento dos recursos naturais, que contrapõem práticas antigas que não oferecem proteção ao solo, estas são capazes de reduzir prejuízos ambientais e até aumentar a produtividade local (DAI *et al.*, 2018). Alguns pesquisadores mantiveram bons índices de produtividade das culturas com o uso de cobertura morta associada ao enleiramento do material vegetal, e, ao mesmo tempo reduziram a perda de solo em 98% em região semiárida na África (KINAMA *et al.*, 2007), e o uso de enleiramento dos restos vegetais e cultivo do milho apresentou redução do escoamento superficial em escala de parcela de erosão (SANTOS, 2012).

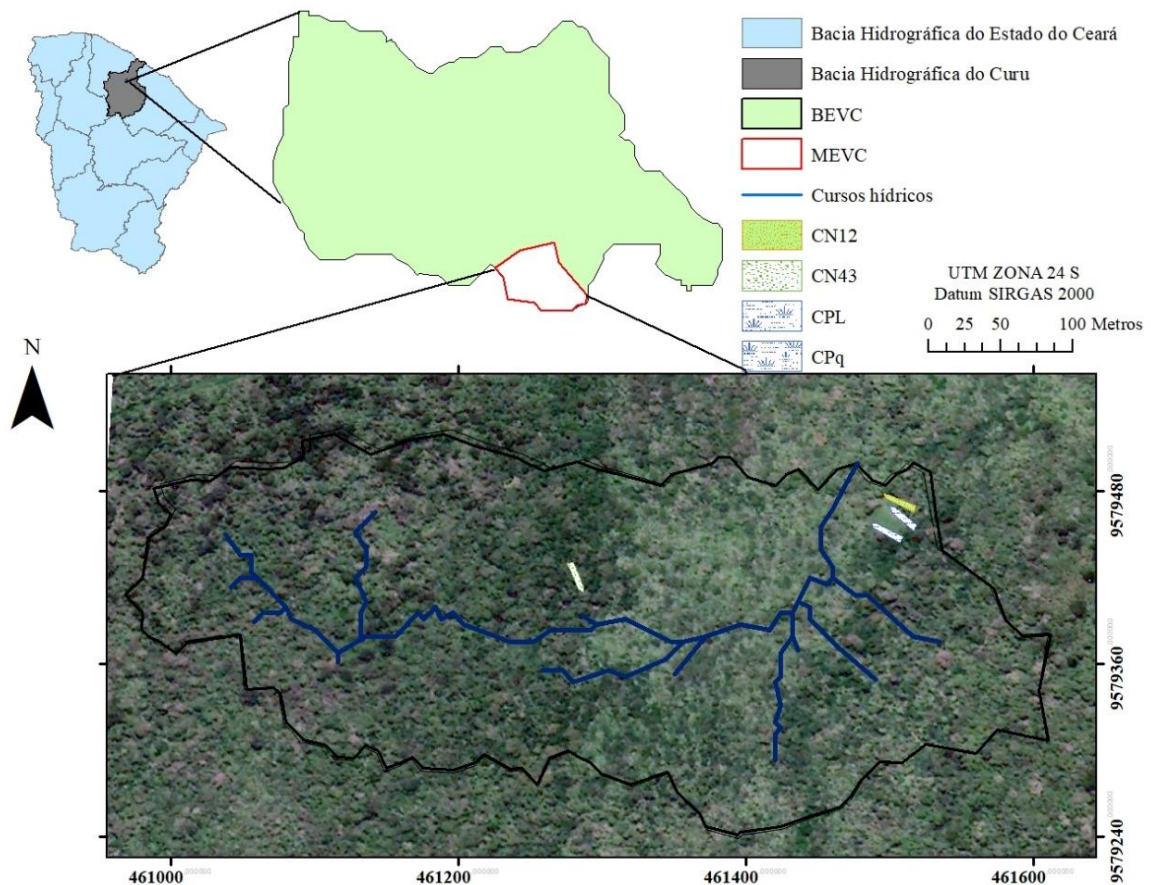
Neste contexto, a vulnerabilidade do semiárido a erosão justifica a necessidade de entender o comportamento da sua vegetação nativa (FTSS) e a aplicação de práticas conservacionistas visando adequar as atividades humanas a capacidade de uso do solo. Assim, objetivou-se avaliar o efeito de práticas de manejos do solo nas perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica em parcelas experimentais em região semiárida.

4.2 Material e métodos

4.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Microbacia Experimental Vale do Curu (MEVC), que faz parte da Bacia Experimental Vale do Curu (BEVC), localizada na Fazenda Experimental Vale do Curu (FEVC) no município de Pentecoste, no estado do Ceará (FIGURA 25). O município de Pentecoste está localizado geograficamente na Microrregião do Médio Curu, com coordenadas de $6^{\circ}47'34''$ S e a $39^{\circ}16'13''$ W, a uma altitude média de 60 metros (BRASIL, 1973). Partindo de Fortaleza o principal acesso ao município é pela BR – 222 e CE – 235.

Figura 25 - Localização da Microbacia Experimental Vale do Curu (MEVC)



Fonte: Elaborado pelo autor.

A BEVC, com área de 285 ha, está inserida na Bacia do Curu, que se encontra posicionada no centro-norte do estado do Ceará (FIGURA 25), a qual possui o principal afluente, o rio Curu, com extensão de 195 km (CEARÁ, 2009). A microbacia em estudo (MEVC) compreende 12,5 ha da área total da BEVC, localizada sobre um Luvissole Háplico.

De acordo com a classificação de Köppen: apresenta clima BSw'h', ou seja, semiárido quente com chuvas irregulares, precipitação média de 797 mm, temperatura média anual de 27,1 °C e umidade relativa do ar de 74% (FEITOSA, 2017).

4.2.2 Parcelas experimentais

Os estudos de escoamento superficial, perda de solo e nutrientes foram realizados em quatro parcelas de erosão baseadas na parcela padrão de Wischmeier. As unidades experimentais foram instaladas em escala de parcela na MEVC. A área de cada parcela foi de 88 m² (4 x 22 m) com comprimento maior obedecendo o sentido da declividade. Foram utilizadas chapas de aço galvanizado com 0,30 m de largura e 52 m de comprimento, enterradas a 0,15 m para contornar e isolar cada parcela da influência do escoamento subsuperficial (FIGURA 26).

Figura 26 - Parcela de erosão (Wischmeier) CN12 e CN43, (A, C) e (B, D), respectivamente, nos períodos seco e chuvoso

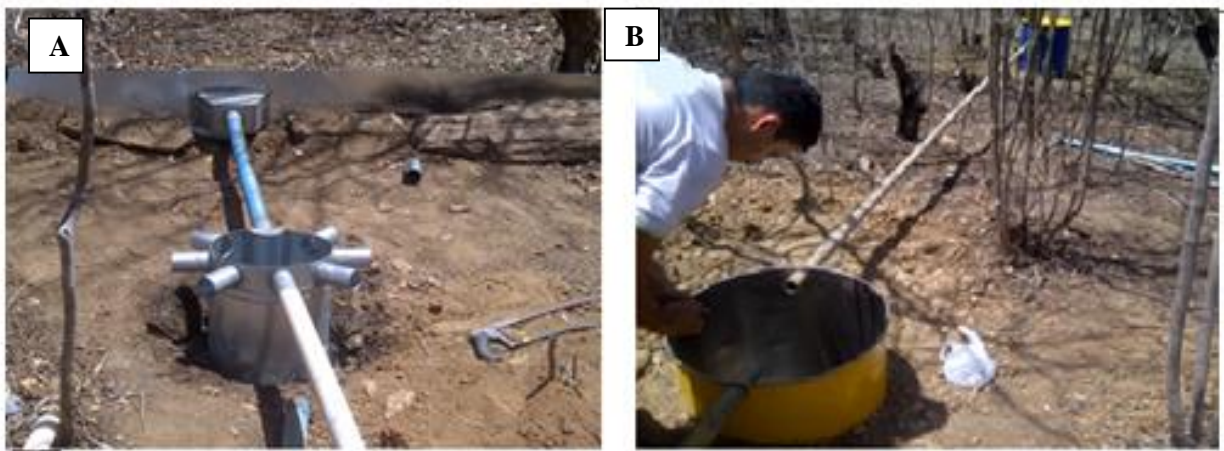


Fonte: Gomes (2016).

Na parte mais baixa das parcelas foram instalados sistemas coletores formados por 3 tanques com capacidade de 25, 200 e 200 L, todos em nível. O primeiro tanque é um

dispositivo com 8 orifícios em nível, sendo um para coleta do escoamento e sete para o vertimento do mesmo. Este dispositivo permite que o escoamento seja quantificado, armazenando apenas 1/7 do escoamento total nos tanques posteriores reduzindo assim o custo da instrumentação e a mão de obra tanto de instalação, como do monitoramento (FIGURA 27). Também chamado de tanque decantador, o primeiro tanque tem a função de reter grande parte dos sedimentos presentes no escoamento. O volume total armazenado em cada evento é o produto do somatório do volume do segundo e terceiro tanque vezes sete, mais o volume do primeiro tanque.

Figura 27 - Tanques coletores padrão de 25 L (a) e 200 L (b)



Fonte: Gomes (2016).

4.2.2.1 Cobertura das parcelas

As coberturas vegetais das parcelas foram compostas por quatro manejos de solo (TABELA 8). As parcelas CN12 e CN43 representam a cobertura majoritária da microbacia estudada, representando à Floresta Tropical Sazonalmente Seca (FTSS) da região.

Na região da MEVC em que a parcela CN12 está situada foi realizado corte da vegetação nativa, sendo mantida em pousio de 12 anos, portanto, é caracterizada por cobertura de árvores de médio porte, menor volume de serapilheira e maior pulsação do extrato herbáceo no período chuvoso, graça a maior passagem de luz no interior das copas das árvores (FIGURA 28A).

A parcela CN43 por estar situada numa área com 43 anos de pousio apresenta árvores de grande porte, que cobrem praticamente todo o solo impedindo a penetração de luz e dificultando o desenvolvimento do extrato herbáceo e possui maior volume de serapilheira. A região apresenta característica enquadrada como arbustivo-arbórea fechada (FEITOSA, 2017).

Tabela 8 - Características físicas das parcelas e cobertura antes e durante o estudo

Parcela (88m ²)	Decl. (%)	Cobertura do solo	
		2018	2019
CN12	8,9	FTSS	FTSS
		preservada há 11 anos.	preservada há 12 anos.
CN43	9,7	FTSS	FTSS
		preservada há 42 anos.	preservada há 43 anos.
CPL	9,9	FTSS	Desmatada/ Leira/
		preservada há 11 anos.	Plantio de feijão em nível.
CPq	11,2	FTSS	Desmatada/ Queima/
		preservada há 11 anos.	Plantio de feijão morro a baixo.

Fonte: Dados da pesquisa

Decl. = Declividade. CN12-floresta tropical sazonalmente seca em pousio há 12 anos, CN43-Floresta tropical sazonalmente seca em pousio há 43 anos, CPL-cultivo de feijão-caupi em nível com leiras e CPq- cultivo de feijão-caupi no sentido da declividade após queima.

Figura 28. Cobertura das parcelas de erosão com floresta tropical sazonalmente seca preservada com 12 anos de pousio (A) e 43 anos de pousio (B)



Fonte: autor.

As parcelas CPL e CPq foram instaladas no ano de 2018 e para isso foi realizada derrubada de 0,2 ha da vegetação nativa para instalação das parcelas CPL e CPq, com intuito

de simular o manejo de cultivo dos agricultores familiares. Após o desmatamento, o manejo aplicado na parcela CPL foi o enleiramento do material vegetal (galhada, folhas) e cultivo de feijão em nível (FIGURA 29A e 29B). Na parcela CPq foi realizada o empilhamento de todo material vegetal (galhadas e folhas) e quando seco foram queimados, no dia seguinte a queima do material foi realizado o plantio de feijão no sentido da declividade (FIGURA 29C e 29D).

Figura 29- Manejo de derrubada da vegetação (A E B), enleiramento do material vegetal (C) e queima do material vegetal (D)



Fonte: autor.

A variedade plantada nas parcelas foi o feijão-caupi (*Vigna unguiculata L Walp*), cultivar “Pujante BRS”, com semeadura manual, em todos os tratamentos. As sementes foram disponibilizadas pelo Laboratório de Análise de Sementes de Produção – LASP, pertencente ao

Governo do Ceará. O plantio foi realizado na unidade experimental no dia 20 de fevereiro de 2019, foram semeadas 3 sementes por cova, a 1,5 cm de profundidade, no espaçamento 0,70 m entre as fileiras e 0,40 m entre as covas do feijão. Não foi realizada nenhuma adubação ou correção no solo. (FIGURA 30B)

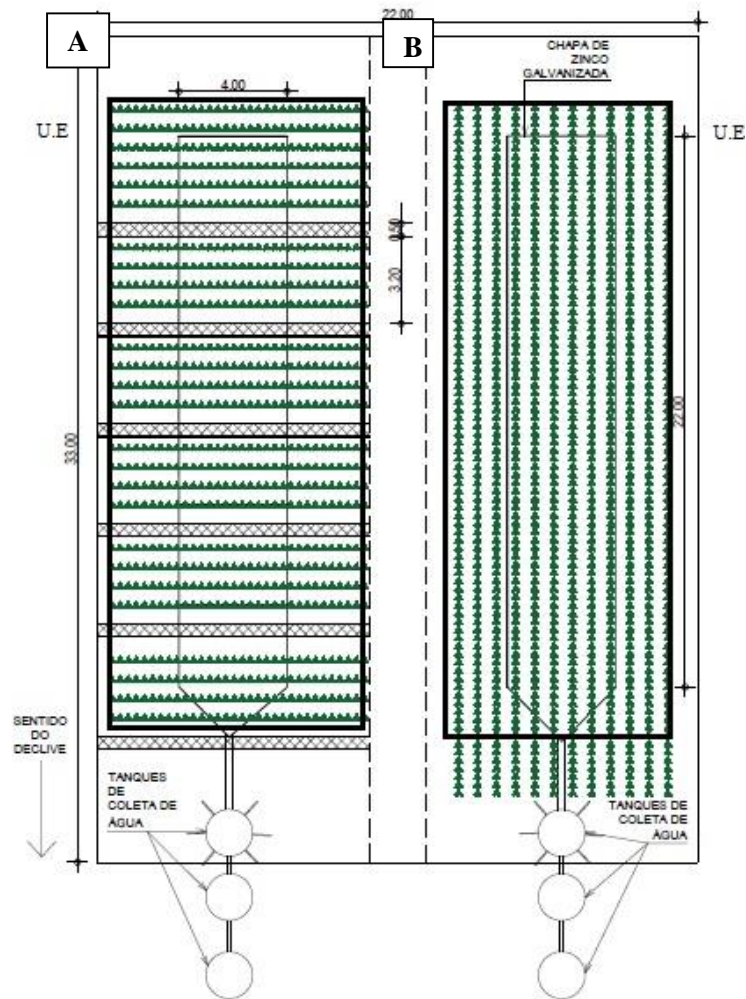
No plantio entre leiras, o enleiramento foi feito a cada 3,2 m e as leiras tinham 0,5 m de espessura e 10 m de comprimento, totalizando 7 leiras em todo comprimento da unidade experimental (FIGURA 31). Foram semeadas 4 linhas de plantio entre cada par de leiras, ou seja, 28 linhas de plantio em nível (FIGURA 30A). A colheita foi realizada dia 17 de maio de 2019, e todos os restos culturais foram deixados no campo.

Figura 30 - Plantio de feijão-caupi em nível com leiras (A) e morro abaixo após queimada (B)



Fonte: autor.

Figura 31 - Croqui da área experimental das parcelas com cultivo de feijão-caupi com prática conservacionista (A) e convencional (B)



Fonte: elaborado pelo autor.

U.E = Unidade Experimental

4.2.3 Aspectos físico e químicos do solo

As amostras de solo das unidades experimentais das parcelas foram coletadas dia 19 de fevereiro, e na parcela CPq após o tratamento com queimada foi realizada outra coleta de solo no dia 20 de fevereiro. Foram analisadas em laboratório para caracterização físico-química do solo, foram coletadas amostras compostas deformadas de solo na profundidade de 0 – 0,1 m e 0,1 – 0,3 m (TABELA 9 e 10).

As análises granulométricas e das características químicas do solo foram realizadas conforme a metodologia descrita pela EMBRAPA (1997), e foram realizadas no Laboratório

de Física de Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará e no Laboratório de Física dos Solos da EMBRAPA - Agroindústria Tropical Sazonalmente em Fortaleza.

Tabela 9 - Atributos físicos do solo das parcelas

Manejo	Prof. m	Granulometria			
		Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila
		%			
CN12	0,0 - 0,1	30,1	42,1	15,7	12,1
	0,1 - 0,3	23,8	43,4	16,2	16,6
CN43	0,0 - 0,1	40,6	25,4	21,2	12,9
	0,1 - 0,3	35,6	31,1	20,8	12,6
CPL	0,0 - 0,1	28,0	40,9	15,8	15,4
	0,1 - 0,3	23,9	41,8	19,3	15,0
CPq	0,0 - 0,1	27,4	41,8	19,1	11,7
	0,1 - 0,3	28,0	40,9	15,8	15,4

Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 10 - Atributos químicos do solo das parcelas

Manejo	Prof. m	MO g.kg ⁻¹	pH H ₂ O	CTC	P mg.dm ⁻³	K ⁺	Ca ²⁺ mmdc.dcm ⁻³	Mg ²⁺	Na ⁺
CN12	0,0 - 0,1	15,0	6,7	91	3,1	8,1	61,0	22,0	1,0
	0,1 - 0,3	11,0	6,2	85	0,7	7,8	53,0	24,0	1,0
CN43	0,0 - 0,1	82,0	6,0	100	3,0	8,1	73,0	19,0	0,0
	0,1 - 0,3	17,0	6,0	74	1,2	6,9	51,0	16,0	1,0
CPL	0,0 - 0,1	22,0	5,4	75	1,7	7,5	53,0	14,0	1,0
	0,1 - 0,3	8,0	5,4	63	2,0	5,7	40,0	17,0	1,0
CPq	0,0 - 0,1	36,0	7,8	170	129,1	23,3	117,0	29,0	0,0
	0,1 - 0,3	9,0	5,3	63	2,0	5,6	40,0	19,0	1,0

Fonte: Dados da pesquisa.

4.2.4 Coletas de água

As coletas de água foram realizadas no período da estação chuvosa da região, correspondendo o período de fevereiro a junho de 2019, sendo considerado na amostragem de água em cada evento que ocorreu escoamento superficial no acumulado de 24 horas (FIGURA 32). As amostras foram acondicionadas em garrafas plásticas e conservadas em ambiente refrigerado na FEVC. Também foram quantificados o volume escoado superficialmente de cada tanque e coletadas amostras de água para determinação de perda de nutrientes e perda de sedimento.

Figura 32 - Coleta de amostras de água dos tanques coletores



Fonte: autor.

4.2.5 Umidade do solo

A umidade do solo foi monitorada durante os meses de fevereiro a junho de 2019, com objetivo de analisar sua influência na geração de escoamento superficial. As coletas foram realizadas periodicamente em cada unidade experimental sempre duas vezes por semana (com três repetições). As amostras de solo eram coletadas na profundidade de 0 – 0,2 m e distribuídas sempre ao longo do perfil da parcela, eram acondicionadas em latas de alumínio e acondicionadas em isopor, e transportadas até Fortaleza para serem analisadas.

O método utilizado foi o gravimétrico e foram analisadas no Laboratório de Física dos Solos da Universidade Federal do Ceará. As amostras ainda úmidas foram pesadas e levadas a estufa a 105°C, durante 24 horas, e após foram novamente pesadas (peso seco). A umidade foi determinada com base nos dados de massa de solo úmido e seco por meio da Equação 1.

$$\mu = \left(\frac{m_{\mu} - m_s}{m_s} \right) \times 100 \quad (1)$$

em que: μ = umidade do solo (%); m_{μ} = massa do solo úmido (g); m_s = massa do solo seco (g).

4.2.6 Precipitação pluviométrica

Os dados de precipitação pluviométrica (P) foram obtidos na estação meteorológica da FEVC e no posto pluviométrico instalado na área experimental, contendo pluviógrafo de

Báscula, com aquisição de dados pluviométricos a cada 1 minuto, e pluviômetros *Ville de Paris* (FIGURA 33).

Figura 33 - Instrumentação de precipitação pluviométrica



Fonte: elaborado pelo autor.

Os dados de precipitação coletados foram classificados de acordo com as alturas pluviométricas (acima de 2 mm) em P1 (2-10 mm); P2 (11-20 mm) e P3 (> 20 mm). Os veranicos, que são dias sem precipitação no período chuvoso, foram agrupados em número de dias secos consecutivos (DSC) para facilitar a compreensão dos dados de umidade: V1 (5-10 DCS); V2 (11-15 DSC); V3 (16-20 DSC) para os dados climáticos do período estudado, conforme metodologia descrita por Feitosa (2017).

4.2.7 Análise de perda de solo e água

Em cada evento que gerou escoamento foi mensurado o volume de água armazenado nos tanques coletores, desta forma, foi possível determinar o volume de água que foi perdido em forma de escoamento superficial em escala de parcela. As amostras de água coletadas foram acondicionadas em garrafas plásticas de 1 L e refrigeradas a 4° C até a análise dos atributos.

Para determinar a perda de solo (Mg ha^{-1}) foi realizada a análise de sólidos totais (AST) presente nas amostras de água, após cada evento gerador de escoamento superficial. As análises de sólidos totais foram realizadas segundo a metodologia descrita (APHA *et al.* 2005) e foram realizadas no Laboratório de Manejo de Solo do departamento de Solo da Universidade Federal do Ceará em Fortaleza (FIGURA 34).

Figura 34 - Análise de sólidos totais pelo método da filtragem



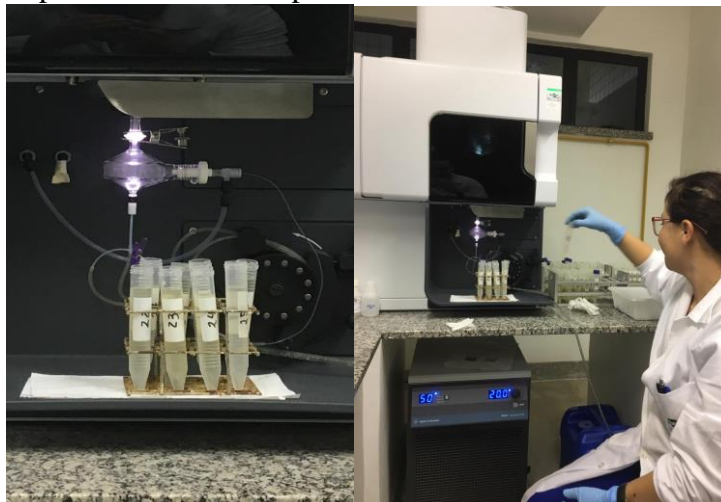
Fonte: autor.

4.2.8 Análise da perda de nutrientes

As amostras de água provenientes dos escoamentos superficiais gerados nas parcelas de erosão foram acondicionadas em garrafas plásticas de 500 mL e levadas ao freezer a -15 °C nas dependências da FEVC e posteriormente foram encaminhadas ao Laboratório de Solos da EMBRAPA - Agroindústria Tropical Sazonalmente em Fortaleza.

Os nutrientes analisados presentes na água foram fósforo, potássio, cálcio, magnésio e sódio por leitura direta pelo espectrômetro de emissão óptica por plasma acoplado indutivamente (ICP-OES) (FIGURA 35). Além das análises de perda de nutrientes foram também analisados os parâmetros químicos da água: condutividade elétrica (CE) e o potencial hidrogeniônico (pH).

Figura 35 - Uso do espectrofotômetro de plasma nas análises de nutrientes



Fonte: elaborado pelo autor.

4.2.9 Estimativa de perda de solo

A partir dos dados colhidos de perda de solo foi realizada a estimativa de perda do solo usando a RUSLE – Equação Universal de Perda de Solo Revisada, conforme descrito por Santos *et al.* (2014). A perda de solo foi estimada pela Equação a baixo:

$$E = R \cdot K \cdot (LS) \cdot (C \cdot P) \quad (3)$$

em que: PS = perda média anual de solo, Mg ha⁻¹; R = fator de erosividade da chuva, MJ mm ha⁻¹ h⁻¹; K = fator de erodibilidade do solo, Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹; L = fator topográfico que expressa o comprimento de encosta, adimensional; S = fator topográfico que expressa a declividade de encosta, adimensional; C = fator de uso e manejo do solo, adimensional; P = fator de práticas conservacionista, adimensional.

4.2.9.1 Erosividade (R)

Os dados de intensidade da precipitação foram perdidos por falha na comunicação com o *datalog* que armazenava as informações do pluviógrafo, então, para determinação da intensidade (I) de cada evento e máxima intensidade em trinta minutos, I₃₀, em mm h⁻¹, foi utilizada equação proposta por Rodrigues *et al.* (2008) em um período de retorno de 20 anos e duração da precipitação de 30 min e 60 min (EQUAÇÃO 4). A energia cinética associada a chuva foi obtida pelo sistema de equações proposto por Wischmeier & Smith (1978) e modificado por Foster *et al.* (1981):

$$EC = 0,119 + 0,0873 \log I$$

$$I = \frac{3854,60}{(t+18)^{0,9434}} \dots\dots\dots(4)$$

em que: EC = energia cinética das gotas da chuva (MJ ha⁻¹ mm⁻¹); I = intensidade da chuva (mm h⁻¹); t = duração da precipitação.

A erosividade (R) foi determinada pelo cálculo do EI₃₀, que é produto da EC da chuva e do I₃₀ além da altura total da precipitação pluviométrica (P), mm, (EQUAÇÃO 5).

$$EI_{30} = EC \cdot I_{30} \cdot P \quad (5)$$

em que: EI₃₀ = índice de erosividade (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹); EC = energia cinética das gotas da chuva (MJ ha⁻¹ mm⁻¹); I₃₀ = intensidade máxima em 30 minutos (mm h⁻¹); P = altura total de precipitação pluviométrica (mm).

4.2.9.2 Erodibilidade (K)

A erodibilidade do solo (K) foi determinada pela Equação 6, descrita por Wischimeier e Smith (1978). Sendo que as amostras de solo foram coletadas em cada unidade experimental.

$$K = \frac{(2,1.10^{-4} \cdot (12 - MO) \cdot M^{1,14} + 3,25 \cdot (S - 2) + 2,5 \cdot (p - 3)) \cdot 0,1318}{100} \quad (6)$$

em que: K = erodibilidade do solo (t h MJ⁻¹ mm⁻¹); MO = conteúdo de matéria orgânica, em %; M = parâmetro que representa a textura do solo; S = classe de estrutura do solo (TABELA 11), adimensional; e; p = permeabilidade do perfil, adimensional (TABELA 12)

$$M = (\% \text{ silte} + \% \text{ areia fina}) \cdot (100 - \% \text{ argila}) \quad (7)$$

Tabela 11 - Valores de S para equação de erodibilidade (K)

Classe Estrutural	S
Argila + silte > 50%	1
Argila + silte + areia fina > 50%	2
Argila + silte + Areia > 50%	3
Pedregulho > 50%	4

Fonte: Wischimeier e Smith (1978).

Tabela 12 - Valores de P para equação de erodibilidade (K)

Classe de permeabilidade	P
Rápida	1
Moderada para rápida	2
Moderada	3
Lenta para moderada	4
Lenta	5
Muito lenta	6

Fonte: Wischimeier e Smith (1978).

4.2.9.3 Fator topográfico

O fator topográfico (LS) foi determinado pela Equação 8, também, proposta por Wischmeier e Smith (1978):

$$LS = \left(\frac{\sqrt{L}}{100} \right) \cdot (1,36 + 0,97 \cdot S + 0,1385 \cdot S^2) \quad (8)$$

em que: L = o comprimento da parcela em m; S = a declividade expressa em %.

4.2.9.4 Fator de cobertura e pratica conservacionista (CP)

O fator de cobertura foi determinado indiretamente para todos os tratamentos, com exceção do tratamento CN12 e CN43, que geraram poucos dados de escoamento impossibilitando suas estimativas. Por meio das variáveis da RUSLE e das medidas de perda de solo nos tratamentos CPL e CPq, foi determinado o fator de cobertura (C), e o fator P foi considerado 1 para todos o tratamento e desconsiderado para o tratamento CPq, pela ausência de prática conservacionista. (SANTOS *et al.*, 2014), (EQUAÇÃO 9). Para a parcela CPL, o fator C e fator P foram fixos (CP) como mostra a Equação 10.

$$C = \frac{PS}{R.K.LS.P} \quad (9)$$

$$CP = \frac{PS}{R.K.LS} \quad (10)$$

O fator prática conservacionista aplicado no tratamento CPL foi determinado pela relação entre as perdas de solo medidas nos tratamentos CPL e CPq, como demonstrado por Eduardo *et al.* (2013) (EQUAÇÃO 11).

$$P = \frac{PSn}{PSa} \quad (11)$$

em que: PSn= Perda de solo na parcela em nível com leiras; PSa = Perda de solo na parcela morro abaixo após queimada.

O fator C para o tratamento CPL foi calculado pela razão entre a Equação 10 e 11 (EQUAÇÃO 12).

$$C = \frac{CP}{P} \quad (12)$$

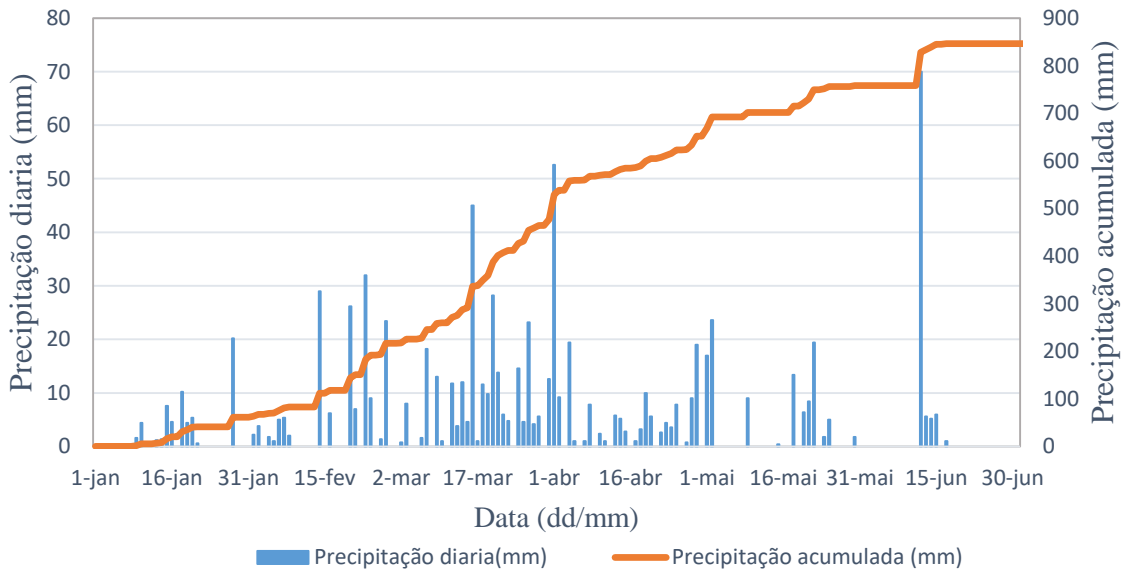
Para a calibração dos fatores C e P da RUSLE foram usados 60% dos dados coletados nas parcelas, sendo selecionados de maneira intercalada. Os restantes dos dados foram usados para validação da erosão estimada. Os parâmetros foram avaliados pelo coeficiente de Nash e Sutcliffe conforme descrito por Santos *et al.* (2014).

4.3 Resultados e discussão

4.3.1 Comportamento da precipitação pluviométrica

O ano hidrológico de 2019, que compreende o período de dezembro a julho, apresentou precipitação pluviométrica total de 945 mm, valor acima da média normal da região, que é de 797 mm (FEITOSA, 2017). Os meses estudados no experimento (fevereiro a julho) a precipitação pluviométrica correspondeu a 83,89% de toda precipitação do período. As magnitudes mais elevadas dos eventos analisados foram de 70 mm em 12 de junho, 52,6 mm em 02 de abril e 45 mm em 16 de março (FIGURA 36).

Figura 36 - Precipitação pluviométrica do acumulada de 24 horas, 2019



Fonte: Dados da pesquisa.

Foram monitorados 61 eventos pluviométricos acima de 2 mm distribuídos nos 5 meses estudados, essa distribuição apontou uma concentração da precipitação pluviométrica nos meses de março e abril. O somatório das precipitações pluviométricas com altura entre 2 e 10,9 mm (P1) e 11 a 20 mm (P2), nos meses de março e abril, correspondeu a 58% de todo precipitado (TABELA 6). As precipitações com potencial mais erosivo são aquelas com maior volume precipitado e foram registrados apenas 9 eventos com volume acima de 20 mm, correspondendo a 14% de todas as precipitações coletadas.

Os veranicos ocorreram nos meses de fevereiro, maio, junho e julho, onde houve uma pior distribuição das precipitações pluviométricas. Em fevereiro ocorreram dois períodos de veranicos do tipo V1 (entre 5 e 10 dias secos) e maio teve um período de veranico com

mesma classificação. Os meses de junho e julho apresentaram 1 período de veranico mais prolongado do tipo V3 (entre 16 e 20 dias secos) (TABELA 13). Segundo Andrade *et al.* (2016), os processos hidrológicos são afetados pela ocorrência de veranicos (dias secos consecutivos), além de agravar os eventos de seca em região semiárida.

Tabela 13 - Distribuição da precipitação (P1, P2 e P3) e dos dias secos consecutivos (V1, V2 e V3) ao longo dos meses de fevereiro e julho de 2019

Meses de 2019	Precipitação incidente			Dias secos consecutivos		
	P1	P2	P3	V1	V2	V3
	(2 – 10,9) mm	(10,9 -19,9) mm	(> 20) mm	(5 – 10)	(10 – 15)	(16 - 20)
Fevereiro	8	0	4	2	0	0
Março	9	9	2	0	0	0
Abril	14	2	1	0	0	0
Maiο	4	3	1	1	0	0
Junho	3	0	1	0	0	1
Julho	1	0	0	0	0	1
Total	39	14	9	3	0	2

Fonte: Dados da pesquisa.

A lâmina total precipitada produziu um índice de erosividade (EI_{30}) acumulado de 575,96 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ entre fevereiro e julho de 2019 (TABELA 14). Os meses de março e abril, que apresentaram maiores concentrações do total precipitado, corresponderam a 48% de toda a erosividade do ano. De acordo com Carvalho *et al.* (2008) o índice de erosividade da precipitação da região é classificado como moderado a forte. As precipitações de alta intensidade e de curta duração, que apresentam grande energia cinética e poder de arraste de partículas do solo, são características das chuvas convectivas presentes na região semiárida (RODRIGUES *et al.*, 2008).

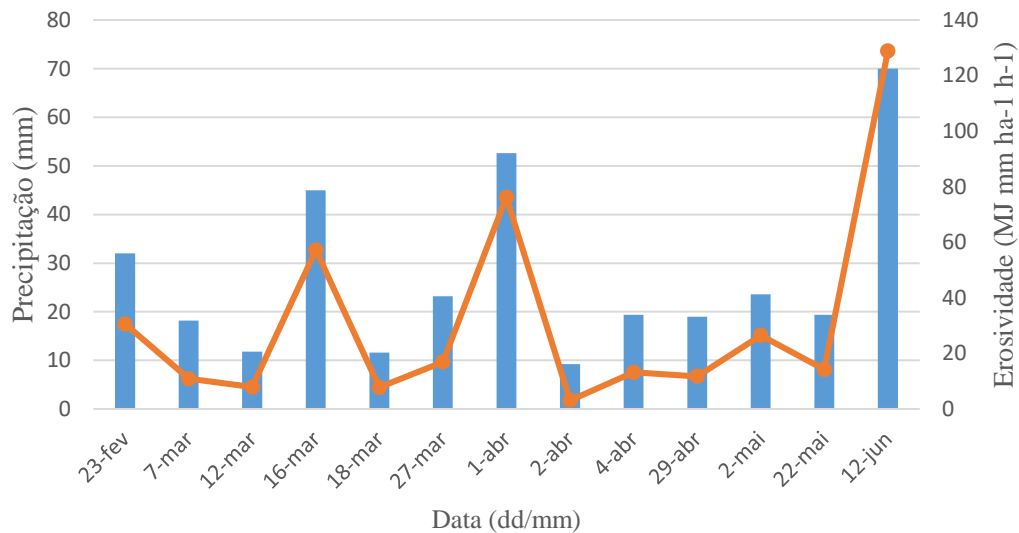
Tabela 14 - Erosividade mensal da precipitação na microbacia experimental (MEVC) em Pentecoste, ano de 2019

Meses de 2019	Total	Média	Máximo	Mínimo	D.P	C.V
	MJ mm ha-1 h-1					(%)
Fevereiro	104,39	6,96	30,59	0,05	10,77	154,78
Março	156,41	6,80	57,23	1,56	12,49	183,63
Abril	121,05	5,50	76,22	1,35	16,15	293,54
Maiο	53,97	4,91	17,49	1,72	5,82	118,70
Junho	132,64	26,53	128,84	0,05	57,20	215,61
Julho	1,97	0,99	1,88	1,35	1,26	127,44
Total	575,96	7,29	128,83	1,72	18,15	249,00

Fonte: Dados da pesquisa.

A erosividade dos eventos geradores de escoamento variou entre 3,09 a 128,83 mm ha⁻¹ h⁻¹ (FIGURA 37). Os maiores valores de erosividade foram correspondentes com as maiores alturas pluviométricas, 57,22; 76,22 e 128,83 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹.

Figura 37 - Precipitação e Erosividade (EI₃₀) das precipitações erosivas



Fonte: Dados da pesquisa.

O mês de fevereiro concentrou cerca de 17% de toda a erosividade da chuva do período, e 66% das precipitações incidentes variaram entre 2 e 10,9 mm e ainda houve incidência de dois períodos de veranicos. Essa característica da distribuição da precipitação favoreceu a redução do potencial erosivo da chuva nesse mês, principalmente nos tratamentos com floresta Tropical Sazonalmente seca.

Segundo Castelleti *et al.* (2004), a floresta tropical sazonalmente seca perde todas suas folhas no período seco e as recupera somente no decorrer do período chuvoso, essa característica natural da vegetação atrelada a concentração das precipitações mais erosivas no início do período chuvoso aumentam o potencial da perda de água e solo nessa região, visto que o solo estará descoberto.

4.3.2 Escoamento superficial

Do total de 61 eventos de precipitação pluviométrica registrados, somente 13 foram capazes de gerar escoamento superficial em no mínimo uma das parcelas experimentais, produzindo volume total escoado superficialmente de 2518 L na parcela CN12 e, somente, 4 L na parcela CN43, enquanto nas demais parcelas CPL e CPq, foram registrados escoamentos de

2395 e 2823 L, respectivamente (TABELA 15). Em estudos anteriores, as parcelas CN12 e CN43, apresentaram valores totais de escoamento de 1396 e 939 L e de 279 e 100 L, nos anos de 2015 e 2016, respectivamente (GOMES, 2016).

Tabela 15 - Resumo dos processos de perda de água nas parcelas em 2019

Manejo	Nº evento	Nº eventos erosivos	Precipitação Total (mm)	Precipitação escoada (mm)	Coefficiente (%)
CN12				32,08	3,60
CN43				0,05	0,01
CPL	61	13	792,8	27,34	3,45
CPq				32,08	4,05

Fonte: Dados da pesquisa.

Os eventos geradores de escoamento corresponderam a 21% do total precipitado, e apresentaram diferentes coeficientes de escoamento de acordo com o manejo de solo aplicado nas parcelas. Para as parcelas CN12, CPq e CPL os coeficientes foram de 5,28, 4,05 e 3,45%, respectivamente, enquanto a parcela CN43 obteve coeficiente de 0,01% (TABELA 15). Os diferentes manejos do solo influenciam diretamente na oportunidade de infiltração, e com as características físicas e a rugosidade da cobertura do solo podem dificultar a formação do escoamento superficial (ALBUQUERQUE *et al.*, 2002).

Os aspectos morfológicos da vegetação atuam diretamente no controle da erosão e armazenamento de água no solo. A parcela CN43 possui extrato arbóreo mais desenvolvido com árvores de dossel mais fechado, reduzindo a energia cinética das gotas de chuva, característica que justifica seu menor coeficiente de escoamento. De acordo com Zhou *et al.* (2016), a função da estrutura do dossel e a altura das árvores está diretamente ligada a interceptação e distribuição das gotas de água reduzindo os efeitos erosivos das fortes precipitações.

As vegetações tropicais secas, que são em sua maioria caducifóliar, apresentam um aumento de resíduos vegetais (serapilheira) sobre o solo durante cada período seco, sendo a precipitação e a composição da vegetação os principais fatores que influenciam a quantidade de serapilheira produzida (DAI *et al.*, 2014; SALGADO *et al.*, 2015; ANDRADE *et al.*, 2016).

De acordo com Feitosa (2017), os detritos produzidos pela vegetação são os principais agentes atuantes no aumento da matéria orgânica do solo (MO), visto que a serapilheira é incorporada ao solo com o passar do tempo. Deste modo, a maior concentração de MO no solo na parcela CN43, 82,0 gkg⁻¹, demonstra que esse manejo apresenta maior densidade de serapilheira em relação ao tratamento CN12, que possui 82% menos matéria orgânica no solo (TABELA 3). A presença da serapilheira sobre o solo desempenha papel

decisivo na proteção do solo contra respingos, reduzindo a desagregação das partículas do solo, além de melhorar a oportunidade de infiltração durante as precipitações (ZHOU *et al.*, 2016).

Analisando os atributos físico-químicos do solo das áreas experimentais observou-se possível incremento de argila em profundidade nas parcelas CN12, CPL, CPq, enquanto o tratamento CN43 demonstrou ter uma continuidade dos teores de argila em profundidade (TABELA 2). Devido ao incremento de argila na cama subsuperficial, a geração de escoamento é favorecida, devido à má redistribuição de água no perfil do solo, e reduzido pela baixa infiltração. Os baixos teores das frações silte + argila, somado a elevada concentração de MO no solo da parcela CN43 também contribuíram para baixo coeficiente de escoamento (TABELAS 2 e 3). Vale ressaltar a necessidade de um levantamento mais detalhado do perfil dos solos de cada parcela para ter exatidão quanto a essa característica.

No que diz respeito ao manejo convencional CPq, a queimada da biomassa vegetal contribuiu para a obstrução dos poros da superfície do terreno, principalmente pelas partículas finas de cinza (BERTOL *et al.*, 2011; BORJA *et al.*, 2019), isto associado ao plantio morro a baixo, o que aumentou a geração do escoamento superficial e o coeficiente de escoamento (TABELA 8). Contudo, a prática conservacionista aplicada na parcela CPL somente reduziu em 15% o escoamento total em relação ao tratamento CPq. A eficácia das práticas conservacionistas quanto a redução da geração de escoamento superficial está limitada as características do solo, principalmente a capacidade de armazenamento e infiltração das precipitações (BERTOL *et al.*, 2011; XIN *et al.*, 2019; EBABU *et al.*, 2019).

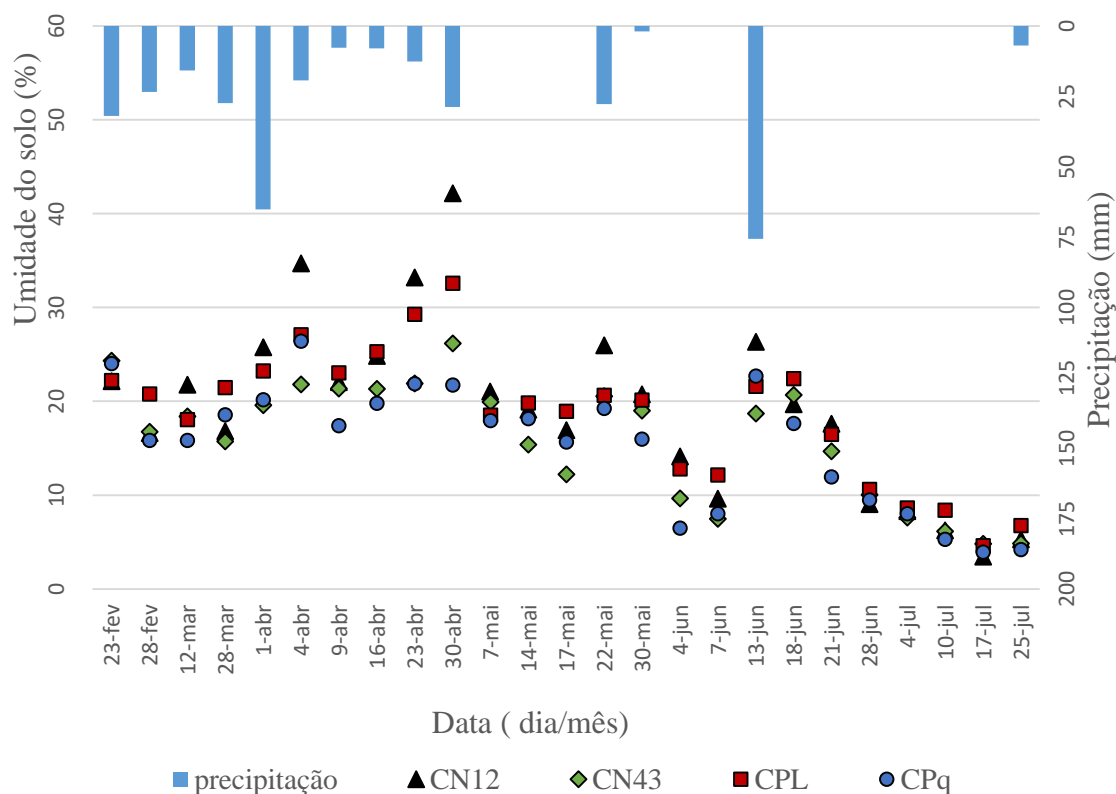
4.3.3 Influência da umidade do solo na perda de água

Observou-se a variação temporal da umidade, para profundidade de 0 - 0,2 m, onde se constatou o efeito dos manejos aplicados na manutenção da água no solo, principalmente na parcela CN12. Com o aumento da precipitação houve incremento gradual de água no solo independente do manejo do solo aplicado nas parcelas (FIGURA 38).

O tratamento CN12 obteve os maiores valores de umidade no solo (42,14 e 34,60%) em relação aos outros tratamentos, no mês de abril (FIGURA 38). O mês de abril apresentou as maiores concentrações de eventos de chuva, o que contribuiu para o desenvolvimento do extrato herbáceo, favorecendo a infiltração. A eficiência na conservação de umidade na camada superficial do solo é maior em áreas com maior desenvolvimento do extrato herbáceo, quando

comparadas as áreas com mata nativa com maior tempo de recuperação (ANDRADE *et al.*, 2016; DAI *et al.*, 2018).

Figura 38 - Umidade do solo em função do manejo do solo analisado e da precipitação incidente, no período de fevereiro a julho de 2019



Fonte: Dados da pesquisa.

A área relativa ao tratamento CN43 apresentou os menores valores de umidade do solo nos meses de março, abril e maio, tendo em vista que a cobertura vegetal mais robusta influenciou diretamente na interceptação e distribuição da água das chuvas. A estrutura do dossel das árvores além de reduzirem a velocidade cinética das precipitações, também distribuem a precipitação para além da área da sua copa, reduzindo a área molhada a baixo do seu dossel (GIGLIO; KOBAYAMA, 2013; ZHOU *et al.*, 2016). Além de eventos caracterizados por baixa precipitação, terem uma maior perda da umidade devido à interceptação das chuvas pelas copas das árvores (BRASIL, 2018).

O manejo aplicado no tratamento CPL favoreceu a manutenção da umidade do solo, seguido o tratamento CN12, apresentou os valores máximos de umidade de 27,07 e 32,58%, isto é explicado pela maior oportunidade de infiltração da água gerada pela presença das leiras no terreno. O tratamento CPq apresentou os menores percentuais de água no solo durante todo experimento, sendo o plantio no sentido do declive do terreno o responsável pela formação dos

maiores escoamentos superficial durante os eventos pluviométricos, gerando maiores arrastes de partículas de solo e maiores perdas de água.

A partir do pressuposto da influência dos manejos aplicados nas parcelas de erosão no conteúdo de água no solo, verificou-se, ao nível de significância de 5% de probabilidade a diferença estatística entre os tratamentos aplicados em função da precipitação antecedente de 1 dia e 5 dias, nos dias em que ocorreram os escoamentos superficiais no mínimo em uma das parcelas estudadas (TABELA 16). Foram analisados 8 dos 13 eventos erosivos que coincidiram com as datas das coletas de umidade do solo.

Tabela 16 - Umidade do solo em função do manejo do solo nos dias geradores de escoamento

Data da coleta	Umidade do solo (%)				Precipitação acumulada (mm)	
	CN12	CN43	CNL	CNq	1 dia	5 dias
23/02/2019	22,14 b	22,33 b	22,19 b	24,00 a	32,00	65,20
12/03/2019	21,75 ns	18,37 ns	18,04 ns	15,82 ns	15,80	25,80
28/03/2019	16,82 b	15,70 b	21,45 a	18,54 ab	27,40	46,60
01/04/2019	25,76 a	19,58 b	23,23 ab	20,16 b	65,20	80,00
04/04/2019	34,67 a	21,78 b	27,07 b	26,39 b	19,40	93,80
30/04/2019	42,14 a	26,17 c	32,58 b	21,72 c	19,00	28,80
22/05/2019	25,95 a	20,52 b	20,64 b	19,22 b	27,80	47,60
13/06/2019	26,31 a	18,69 c	21,58 b	22,69 ab	75,60	75,60

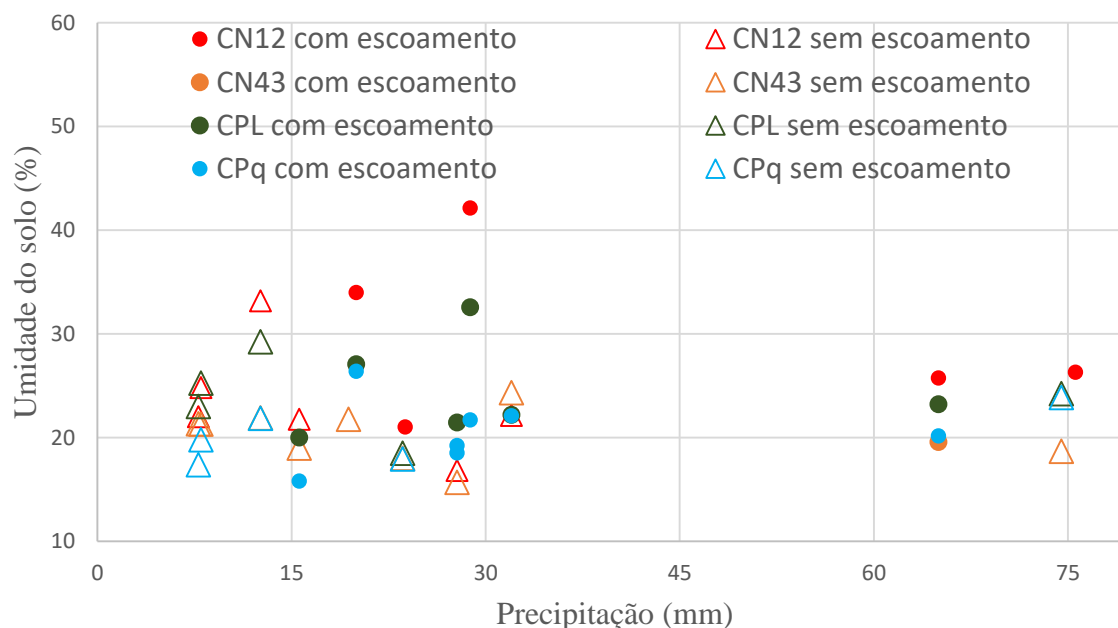
Fonte: Dados da pesquisa.

Valores seguidos pela mesma letra não apresentam diferenças estatísticas entre si a nível de 5% de significância, pelo teste de Tukey. ns = não significativo estatisticamente.

Observou-se que a umidade do solo nas parcelas CPL e CPq foram significativamente superiores aos demais manejos durante o mês de fevereiro e março, quando a precipitação acumulada de 5 dias foi superior à 40 mm. A partir de abril, com precipitações de maior magnitude (65,20 e 75,60 mm), o tratamento CN12 foi significativamente maior que CNq e CN43, com exceção no dia 13 de junho para o tratamento CNq, no qual não houve diferença estatística com CN12 (TABELA 16).

A Figura 39 mostra a influência da relação entre precipitação pluviométrica e umidade antecedente do solo na geração de escoamento superficial em função do manejo do solo aplicado nas parcelas experimentais. O conteúdo de água do solo demonstrou ser uma das variáveis fundamentais para geração de escoamento, dado que, eventos com precipitações menores que 15 mm, independentes da umidade, não geraram escoamento superficial em 100% dos casos, independente do tratamento aplicado. Mesmo com umidade antecedente abaixo de 20% o tratamento CPq foi o único capaz de gerar escoamento com precipitações baixas (até 15 mm).

Figura 39 - Razão entre precipitação e umidade do solo em função ao manejo do solo aplicado



Fonte: Dados da pesquisa.

Em 73% dos casos com escoamento, a umidade e a precipitação mínima necessária para sua geração foi de 20% e 20 mm, respectivamente, porém alguns tratamentos não foram capazes de produzir tal feito, como o manejo CN12 e CN43, dentro desse intervalo (FIGURA 39). Os manejos da FTSS apresentaram maior resistência na geração do escoamento para eventos pluviométricos de baixa intensidade, independente da umidade antecedente do solo. Mesmo com umidade de 33,19% a parcela CN12 não foi capaz de gerar escoamento para precipitação de 12,60 mm (FIGURA 39).

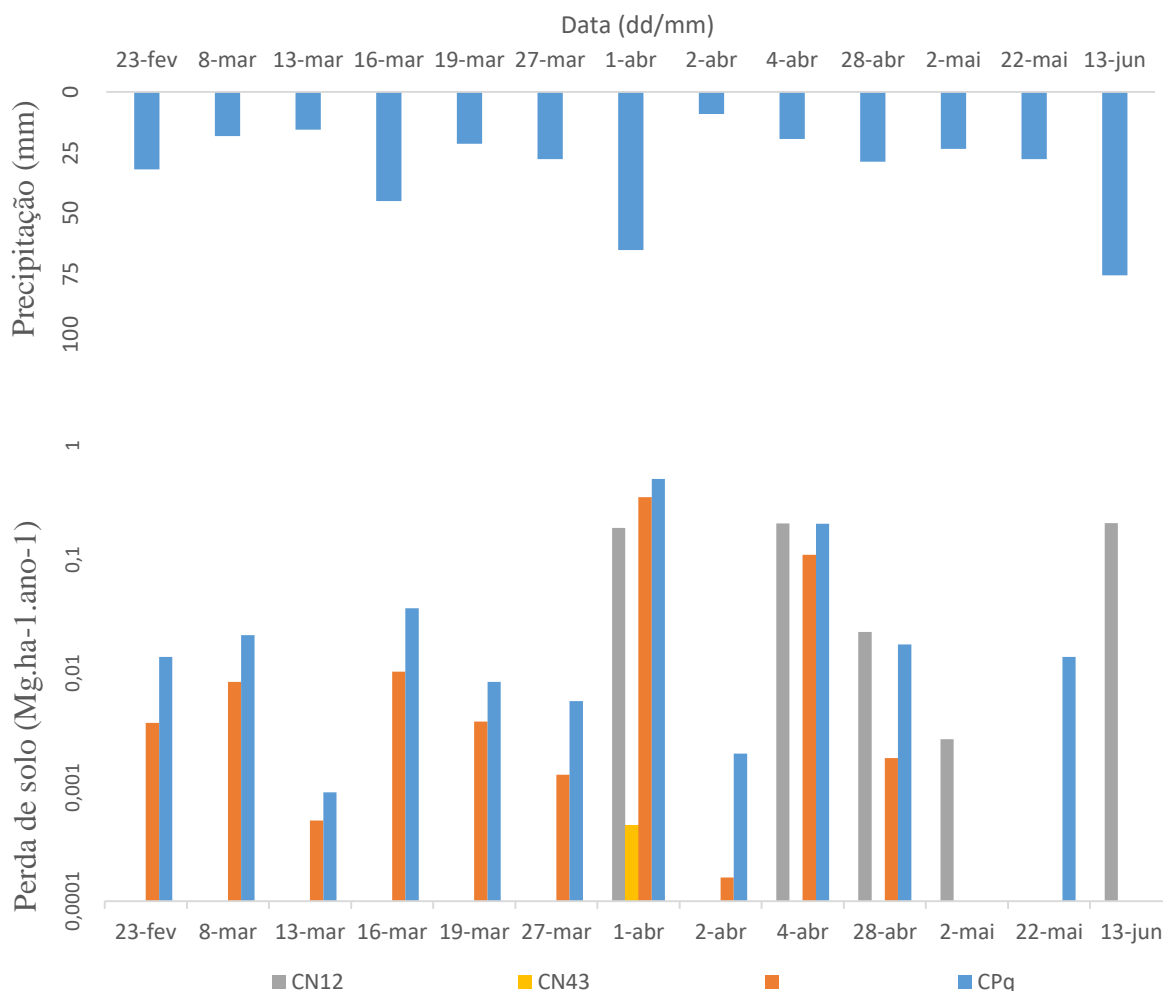
Alguns pesquisadores entendem que a ocorrência ou não do escoamento depende de outros fatores ligados às características da chuva (intensidade e duração das chuvas), estágio de desenvolvimento do extrato herbáceo e arbustivo, no caso das florestas tropicais secas (SANTOS, 2012; ANDRADE *et al.*, 2016).

4.3.4 Perdas de solo

As taxas de perda de solo variaram de 0,0026 a 0,2061 Mg ha⁻¹ no tratamento CN12, 0,0002 a 0,3490 Mg ha⁻¹ e 0,0009 a 0,5041 Mg ha⁻¹ nos tratamentos CPL e CPq, respectivamente. O tratamento CN43 apresentou apenas um escoamento superficial em todo período estudado, produzindo uma perda de solo de 0,0005 Mg ha⁻¹. As maiores alturas

pluviométricas produziram maiores volumes de água escoada e maior arraste de partículas do solo em todos os tratamentos estudados (FIGURA 40).

Figura 40 - Perda de solo em função do manejo do solo aplicado nas parcelas experimentais



Fonte: Dados da pesquisa.

A produção total de sedimentos na parcela CN12 foi de $0,6238 \text{ Mg ha}^{-1}$ distribuídos em 5 eventos erosivos. Apesar da área estar preservada há 12 anos, sua produção de sedimento foi 27% superior ao manejo conservacionista no tratamento CPL com produção total de $0,4880 \text{ Mg ha}^{-1}$.

De acordo com SANTOS *et al.* (2012), as florestas tropicais secas em estado de regeneração não são tão eficientes na redução das perdas de solo por erosão hídrica. A estrutura do dossel mais aberta reduz a interceptação e distribuição da chuva pelo extrato arbóreo, além da redução natural de serapilheira sob o solo (ZHOU *et al.*, 2016; FEITOSA, 2017). Para uma redução da produção de sedimento elas necessitam de manejos adequados como o raleamento da vegetação, visto que, há maior desenvolvimento do extrato herbáceo a partir da maior incidência de luz dentro da vegetação (ALBUQUERQUE *et al.*, 2002; SANTOS *et al.*, 2012).

Por outro lado, as práticas conservacionistas, como plantio em nível associado a leiras, desempenham grandes reduções na produção de sedimentos, pois atuam principalmente como impedimentos físicos reduzindo o arraste de partículas de solo (DAI *et al.*, 2018; EBABU *et al.*, 2019).

O manejo do solo aplicado na parcela CPq produziu um total de 0,8286 Mg ha⁻¹ de solo perdido durante o período estudado, sendo 69% maior que manejo CPL (0,4880 Mg. ha⁻¹). O uso de práticas conservacionistas combinadas proporciona melhorias na qualidade física e químicas dos solos, sendo recomendado o plantio de culturas em nível na maioria dos cultivos em terrenos íngremes ou não (DAI *et al.*, 2018), e uso do enleiramento de material vegetal principalmente em ambiente semiárido (NUNES *et al.*, 2009). Essas práticas agem como empecilho na velocidade da enxurrada, provocando redução da energia do escoamento e proporcionando maior infiltração de água no solo (ALBUQUERQUE *et al.*, 2002) e reduzindo assim as perdas de solo e nutrientes.

4.3.5 Perda de nutrientes

Foram analisadas as perdas de nutrientes e os parâmetros químicos (Ce e pH) da água proveniente do escoamento superficial das chuvas erosivas entre os meses de fevereiro e junho.

As maiores perdas de P foram observadas no mês de abril para todos os tratamentos. A perda de fósforo foi maior na parcela com cultivo convencional (CPq), seguida da parcela CN12, CPL e CN43 (TABELA 17). A prática conservacionista aplicada no tratamento CPL foi capaz de reduzir em 49% a perda total de fósforo. A queima dos resíduos vegetais aumenta a disponibilidade de nutrientes do solo em curto espaço de tempo, de acordo com a Tabela 3, a concentração de P na camada superficial (0 – 0,20 m) aumentou em 75 vezes em relação à parcela CPL. A perda de P na água requer atenção, pois em altas concentrações pode acelerar o processo de eutrofização dos reservatórios e rios (BARBOSA *et al.*, 2009; LOPES *et al.*, 2013).

O tratamento que sofreu queimada antes do plantio de feijão, CPq, apresentou as maiores concentrações de K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺, perdido nas águas pela enxurrada. As perdas foram 2,5; 27,8 e 20,3 vezes menores no tratamento com prática conservacionista.

Tabela 17 - Parâmetros químicos da água da enxurrada e perdas totais de nutrientes em função do manejo do solo

Manejo do solo	Meses de 2019					
	Fevereiro	Março	Abril	Maio	Junho	Total
P (g/ha ⁻¹)						
CN12	-	-	52,71	0,11	1,69	54,51
CN43	-	-	0,08	-	-	0,08
CPL	0,05	0,39	31,33	-	-	31,77
CPq	0,05	0,77	63,98	0,03	0,00	64,83
K (g/ha ⁻¹)						
CN12	-	-	1029,04	6,41	188,44	1223,88
CN43	-	-	2,62	-	-	2,62
CPL	6,95	19,44	990,99	-	-	1017,38
CPq	16,48	61,69	2410,77	5,32	-	2494,26
Ca (g/ha ⁻¹)						
CN12	-	-	225,80	12,58	20,81	259,19
CN43	-	-	1,26	-	-	1,26
CPL	3,51	10,80	319,61	-	-	333,93
CPq	10,93	190,89	9075,34	2,74	-	9279,91
Mg (g/ha ⁻¹)						
CN12	-	-	87,09	2,91	14,06	104,06
CN43	-	-	0,30	-	-	0,30
CPL	0,69	2,41	73,18	-	-	76,28
CPq	2,61	28,33	1514,05	1,16	-	1546,16
Na (g/ha ⁻¹)						
CN12	-	-	213,42	0,86	28,13	242,40
CN43	-	-	1,42	-	-	1,42
CPL	1,36	5,18	377,41	-	-	383,95
CPq	1,68	10,20	447,02	0,76	-	459,65
CE média (μS cm ⁻¹)						
CN12	-	-	198,63	81,08	65,46	148,49
CN43	-	-	300,25	-	-	-
CPL	5,19	83,04	78,83	-	-	81,61
CPq	188,00	227,27	238,87	233,30	-	221,86
pH médio						
CN12	-	-	6,77	6,19	6,30	-
CN43	-	-	7,03	-	-	-
CPL	5,19	6,08	6,09	-	-	-
CPq	5,93	6,48	6,50	7,27	-	-

Fonte: Dados da pesquisa

A queima da biomassa aumenta a disponibilidade imediata de nutrientes no solo devido a sua mineralização ocasionada pelo fogo, efeito visto na Tabela 10, onde é perceptível o aumento na concentração de P, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺, e aumento do pH do solo, em relação à parcela CPL que não houve queima do material vegetal. Com o aumento da concentração desses elementos na camada superficial do solo, existe uma maior oportunidade de arraste desses nutrientes pelas enxurradas, como foi observado nos dados de campo.

O tratamento que sofreu queimada antes do plantio de feijão, CPq, apresentou as maiores concentrações de K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺, perdido nas águas pela enxurrada. As perdas foram 2,5; 27,8 e 20,3 vezes menores no tratamento com prática conservacionista. A queima da biomassa aumenta a disponibilidade imediata de nutrientes no solo devido a sua mineralização ocasionada pelo fogo, efeito visto na Tabela 10, onde é perceptível o aumento na concentração de P, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺, e aumento do pH do solo, em relação à parcela CPL que não houve queima do material vegetal. Com o aumento da concentração desses elementos na camada superficial do solo, existe uma maior oportunidade de arraste desses nutrientes pelas enxurradas, como foi observado nos dados de campo.

A baixa concentração de Na⁺ na camada superficial do solo influenciou na baixa perda deste elemento. Resultados semelhantes mostraram que o sódio foi o nutriente com menores perdas em função dos manejos de cobertura do solo. (ELLIOTT; VOSE, 2005; LOBATO *et al.*, 2009; BORJA *et al.*, 2019).

De acordo com Bertol *et al.* (2011), o empobrecimento dos solos sobre efeito de queimada é visto somente a longo prazo, enquanto a curto prazo é extraordinária a melhora dos parâmetros químicos do solo. Além dos impactos *in locu*, como a volatilização e perda de nutrientes, reduz a microbiota do solo, favorecendo o processo erosivo, entre outros, a queimada também contribui na eutrofização de corpos hídricos com o aumento da liberação de fósforo pelas enxurradas (BORJA *et al.*, 2019).

A condutividade elétrica (CE) e pH da água dos escoamentos variaram em função da concentração de cátions na água, o potencial hidrogeniônico médio variou entre 6,03 e 7,03 (TABELA 17). Resultados semelhantes foram encontrados em outros estudos de perda de água por erosão hídrica (GILLES *et al.*, 2009).

O tratamento CN43 observou-se a condutividade elétrica no seu único escoamento, em comparação aos demais tratamentos. Na análise química do solo da parcela em questão, foi encontrada a maior concentração de matéria orgânica 82 g kg⁻¹ (TABELA 10), isto justifica a

elevada CE da amostra, visto que a CE é influenciada tanto pelo aumento da concentração de nutrientes, quando pela concentração de carbono na solução (CARMO *et al.*, 2016).

Com exceção da parcela CN43, a CE média da amostra de água da parcela CPq foi maior que as demais, 221,86 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (TABELA 17). O aumento da concentração de cátions presentes na água é fator determinante no aumento da CE da água de enxurradas. O tratamento CPL por apresentar baixas concentrações de cátions, foi o tratamento com menor CE média, 81,61 $\mu\text{S cm}^{-1}$, seguido da parcela CN12 que apresentou CE média de 148,49 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Diversos pesquisadores estudando solução do solo e água de escoamento, constataram que maiores valores de CE estão relacionados com as concentrações de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ na água (GILLES *et al.*, 2009; CARMO *et al.*, 2016).

O manejo da FTSS (CN12) em comparação a prática conservacionista aplicada apresentou maiores perdas, em ordem decrescente, de $\text{P} > \text{Mg} > \text{K}$. A parcela CPL apresentou perdas de cálcio e sódio maiores que o manejo da FTSS. Analisando os atributos químicos do solo (TABELA 10), a concentração de P e Mg^{2+} na camada superficial da parcela CN12 foi 1,8 e 1,5 vezes em comparação a CPL. O pH mais alcalino do solo na parcela CN12 também afetou a disponibilidade de P, Mg e K em comparação ao pH de 5,4 da parcela CPL, o que justifica as maiores perdas nesse tratamento em relação a CPL,

Outro fator influenciador na perda total de nutrientes entre os dois tratamentos em questão é a necessidade nutricional da cultura do feijão-caupi. A cultura apresenta exigência nutricional que varia bastante com o cultivar, mas em termos gerais a sua maior exigência são em macronutrientes como $\text{N} > \text{K} > \text{Ca} > \text{P}$ (VALE *et al.*, 2017). A demanda nutricional da cultura do feijão favoreceu também a redução da perda de nutrientes pelo escoamento superficial.

As perdas de nutrientes sofreram influência também da erosividade das precipitações, além dos aspectos químicos do solo das parcelas. A segunda precipitação mais erosiva com maior intensidade 76 $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1}$ (FIGURA 12) ocorrida em 1 de abril foi responsável por 65; 76 e 56% das perdas totais de todos os cátions e 77; 92 e 53% da perda total de P na parcela CN12, CPL e CPq, respectivamente. A precipitação mais erosiva (128 $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1}$) não proporcionou grandes arrastes de nutrientes na parcela com floresta em pousio há 12 anos (TABELA 17).

Segundo Loboto *et al.* (2009), no estudo da influência das precipitações nas perdas de solo e nutrientes em parcelas de erosão em FTSS, observou-se que precipitações acima de 50 mm apresentaram 76,50; 71,24 79,93% mais perdas de P, K e Cátions (Ca, Mg, Na), respectivamente, do que precipitações abaixo de 30 mm. Outros estudos mostraram que a perda

total de nutrientes sob chuvas extremamente fortes excedeu 50% dos valores totais de perda (GAO *et al.*, 2005).

4.3.6 Estimativa do fator CP e da perda do solo

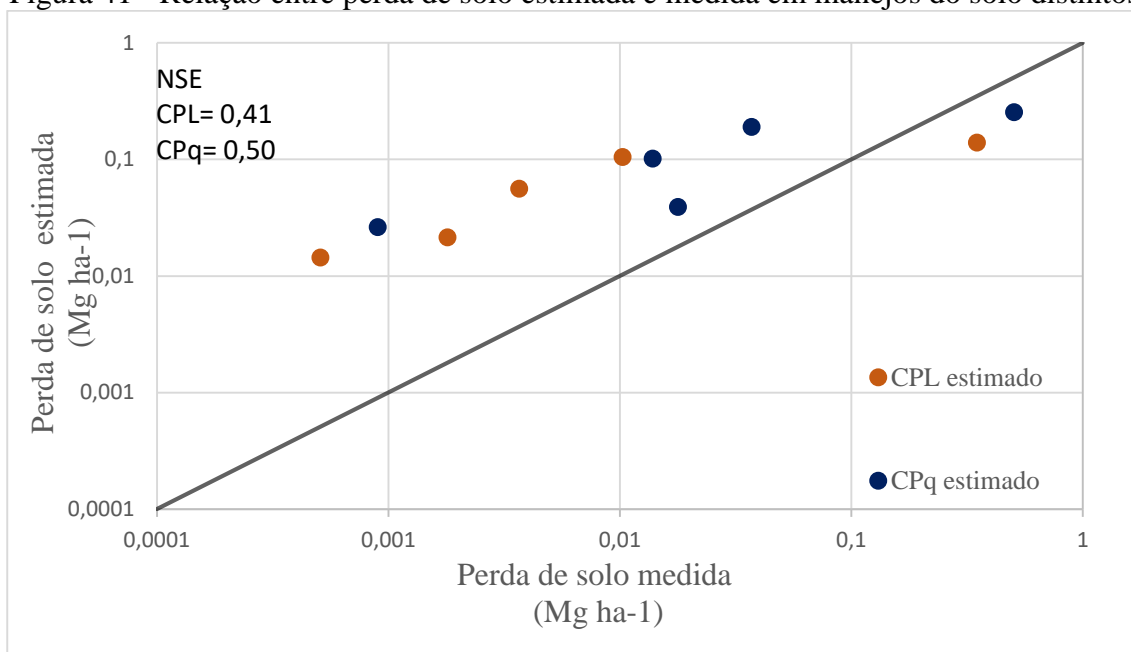
Os fatores de cobertura do solo (C) e de prática conservacionista (P) foram estimados indiretamente a partir das medições em campo das demais variáveis da RUSLE. Na Tabela 7 são apresentados os fatores calculados para as parcelas CPL e CPq, além dos dados de perda de solo medido por evento erosivo. O fator, prática conservacionista, só foi estimado no tratamento CPL. Por apresentar poucos dados de escoamento durante o período estudado, os tratamentos com CN43 e CN12 não foi possível estimar o fator de cobertura nestas parcelas.

Os manejos com cultivo de feijão-caupi, CPL e CPq apresentaram fator C estimado de 0,1516 e 0,1110, respectivamente (TABELA 18). Como já discutido o fator C têm grande variabilidade e não apresenta homogeneidade, mesmo sendo utilizada a mesma variedade de feijão (BRS–Pujante). De acordo com Bertol *et al.* (2011), existe grande dificuldade na determinação desse fator, pois são diversas as variáveis que atuam sobre ele, como sistema de cultivo, preparo do solo, estágio de desenvolvimento, incidência de pragas e doenças.

O plantio em nível entre leiras gerou um fator P médio de 0,3368 em CPL (TABELA 18), esse valor expressa o efeito das práticas conservacionistas usadas no tratamento, indicando que a parcela reduziu em 66,32% as perdas de solo em relação ao manejo convencional aplicado em CPq. Alguns pesquisadores estudando o efeito do uso de práticas conservacionistas encontraram reduções nas perdas de solo a partir do plantio em nível que alcançavam cerca de 50% em culturas como milho, soja e palma forrageira (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2010; EDUARDO *et al.*, 2013; XIN *et al.*, 2019; EBABU *et al.*, 2019). O uso combinado de técnicas conservacionistas apresenta melhores resultados quanto a redução das perdas de solo em questão.

Os valores do fator de cobertura e práticas conservacionistas foram usados para validação da estimativa de perdas de solo nas parcelas CPL e CPq (TABELA 11). As médias das perdas de solo estimadas foram superestimadas apenas no tratamento CPq, sendo 8% superior à média em campo, por outro lado, a média das perdas de solo do CPL subestimaram 0,2% dos dados (FIGURA 41). O coeficiente de Nash e Sutcliffe (NSE) para os diferentes manejos foram de 0,43 para cultivo de feijão-caupi em nível entre leiras e de 0,50 para cultivo de feijão-caupi em morro a baixo após queimada, deste modo, todos os coeficientes são aceitáveis (NSE entre 0,36 e 0,75) (SANTOS *et al.*, 2014).

Figura 41 - Relação entre perda de solo estimada e medida em manejos do solo distintos



Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 18 - Estimativa do fator de cobertura (C) e prática conservacionista (P) da RUSLE para diferentes manejos do solo

Data	Fator R	Fator K		Fator LS		Erosão medida		Fator C estimado	Fator CP estimado	Fator P estimado
Dados de calibração	MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹	Mg h MJ ⁻¹ mm ⁻¹				Mg ha ⁻¹				
		CPL	CPq	CPL	CPq	CPL	CPq	CPq	CPL	CPL
08/03/2019	10,85					0,0084	0,0215	0,0645	-	
19/03/2019	7,74					0,0038	0,0084	0,0352	0,0301	
27/03/2019	16,94					0,0013	0,0057	0,0109	0,0189	
02/04/2019	3,10	0,0221	0,0223	1,1509	1,3882	0,0002	0,0020	0,0207	0,0029	0,3368
04/04/2019	13,20					0,1092	0,2036	0,5026	0,0020	
02/05/2019	26,49					-	-	-	0,3223	
22/05/2019	14,20					-	0,0139	0,0318	-	
13/06/2019	128,84					-	-	-	-	
Média						0,0208	0,0390	0,1110	0,0753	

Tabela 18 - Erosão estimada para diferentes manejos do solo “continuação”

Data	Fator R	Fator C estimado		Fator P estimado	Erosão medida		Erosão estimada	
Dados de validação	MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹				Mg ha ⁻¹		Mg ha ⁻¹	
		CPL	CPq	CPL	CPL	CPq	CPL	CPq
23/02/2019	30,59				0,0037	0,0139	0,0591	0,1041
13/03/2019	7,89				0,0005	0,0009	0,0152	0,0269
16/03/2019	57,23	0,1516	0,1110	0,3368	0,0103	0,0370	0,1105	0,1948
01/04/2019	76,21				0,3490	0,5041	0,1472	0,2595
28/04/2019	11,74				0,0018	0,0178	0,0227	0,0400
Média					0,0730	0,1147	0,0710	0,1251
NSE							0,41	0,50

Fonte: Dados da pesquisa.

4.4 Conclusão

A aplicação do manejo convencional associado à queimada da vegetação aumenta a perda de solo, água e nutrientes em ambiente semiárido.

O uso da prática conservacionistas são mais adequadas para reduzir a produção de sedimentos decorrente das precipitações pluviométricas.

O maior tempo de pousio da floresta tropical sazonalmente seca proporciona redução das perdas de solo, água e nutrientes em relação a florestas com menores períodos de recuperação.

O manejo convencional do solo apresenta maiores perdas totais de nutrientes, os cátions (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+}) sendo perdidos em maior concentração em comparação ao Na^+ e de P em ambiente semiárido. As práticas conservacionistas foram eficazes na redução das perdas de nutrientes, exceto para cálcio e sódio em relação a CN12.

A umidade antecedente do solo é fator influenciador na geração do escoamento superficial, em precipitações acima de 15 mm para todos os tratamentos analisados. O manejo CN12 e CPL apresentam a melhor manutenção do conteúdo de água entre os tratamentos.

A estimativa do fator de cobertura e prática conservacionista (CP) apresentaram bom desempenho, pois estimaram de forma aceitável as concentrações de perda de sedimento, de acordo com o parâmetro de Nash e Sutcliffe (NSE), principalmente para a parcela com manejo da floresta seca.

Para levantamento mais preciso das perdas causadas pela erosão é importante a repetição dos ensaios para dar mais precisão as medidas, visto que, existem diversos fatores que influenciam direta e indiretamente no processo erosivo, sendo a erosividade da chuva o fator abiótico mais importante nesses estudos.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

1. O mapeamento da topografia por RPA em área de floresta densa merece atenção quando as interferências causadas pela vegetação. Entender a melhor relação entre altura de voo e sobreposição longitudinal e lateral das imagens aerofotogramétricas em Floresta Tropical Sazonalmente Seca é o caminho para realizar mapeamentos mais precisos.

2. A caracterização fisiográfica de microbacias têm maior sensibilidade as interferências ou ruídos, que acompanham os Modelos Digitais de Elevação, do que bacias maiores. Logo, são exigidos MDE mais acurados e com alta resolução espacial.

3. Identificar os veranicos em séries pluviométricas auxiliam na justificativa do comportamento da umidade do solo em função de manejos diferentes. A umidade antecedente do solo é uma variável indispensável no estudo do processo erosivo em escala de parcela de erosão.

4. O manejo da cobertura do solo com véis conservador garante reduções de perda de nutrientes e solo. É necessário a repetição dos ensaios realizados para entender o comportamento do processo erosivo ao longo do tempo, visto que, na região semiárida brasileira são escassas estas informações.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, A. W. *et al.* Manejo da cobertura do solo e de práticas conservacionistas nas perdas de solo e água em Sumé, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 06, n. 01, p.136-141, 2002.
- ANDRADE, E. M.; et al. Uncertainties of the rainfall regime in a tropical semi-arid region: the case of the State of Ceará. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 10, n. 2, p. 88 – 95. 2016.
- APHA *et al* - APHA. Standard methods for the examination of water e wastewater. 21.ed. Washington, DC, EUA: **American Public Health Association (APHA)**, the American Water Works Association (AWWA), and the **Water Environment Federation (WEF)**, 2005.
- ARAÚJO FILHO, J. **Manejo pastoril sustentável da caatinga**. IICA, Brasília (Brasil) Projeto Dom Helder Camara, Recife (Brasil) Projeto SEMEAR, Brasília (Brasil) Associação Brasileira de Agroecologia, Rio Grande do Sul (Brasil), 2013.
- ARAÚJO NETO, J. R. et al. Influence of land use/occupation on water quality in the Trussu river valley, Ceará, Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, n. 1, p. 59, 2017.
- BARBOSA, F.T.; BERTOL, I.; LUCIANO, R.V. PAZ GONZÁLEZ, A. Phosphorus losses in water and sediments in runoff of the water erosion in oat and vetch crops seed in contour and downhill. *Soil Tillage Res.*,106:22-28, 2009a.
- BERTOL, I. et al. Erosão hídrica em campo nativo sob diversos manejos: perdas de água e solo e de fósforo, potássio e amônio na água de enxurrada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1421-1430, 2011.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 6ª edição Ícone, São Paulo. 2008.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 7.ed. São Paulo, Ícone, 2010. 355p.
- BEUTLER, J. F. et al. Perdas de solo e água num Latossolo Vermelho aluminoférrico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 3, p. 509-517, 2003.
- BLACKIE, R. et al. As florestas tropicais secas: O estado de conhecimento global e recomendações para futuras pesquisas. **Center for International Forestry Research (CIFOR)**, Bogor, Indonésia, 2014.
- BORJA, M. E. et al. Short-term effects of prescribed burning in Mediterranean pine plantations on surface runoff, soil erosion and water quality of runoff. **Science of The Total Environment**, v. 674, p. 615-622, 2019.
- BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Secretária de Políticas de Desenvolvimento Regional. Nova delimitação do Semiárido brasileiro. Brasília-DF, p. 35, 2005.

CAMPOS FILHO, O. R. et al. Erosividade da chuva e erodibilidade do solo no agreste de Pernambuco. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 27, n. 9, p. 1363-1370, 1992.

CARMO, D. L. do et al. Electrical conductivity and chemical composition of soil solution: comparison of solution samplers in tropical soils. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, 2016.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia Prática**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2008. 326p.

CASTELLETTI, C.H.M.; SILVA, J.M.C. TABARELLI, M.; SANTOS, A.M.M. 2000. Quanto ainda resta da caatinga? Uma estimativa preliminar. In: SILVA, J.M.; TABARELLI, M.; FONSECA, M.T.; LINS, L.V. (Orgs.) Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Ministério do Meio Ambiente/Universidade Federal de Pernambuco, Brasília, 2004, p. 91-100.

CERDAN, O., GOVERS, G., LE BISSONNAIS, Y., VAN OOST, K., POESEN, J., SABY, N., KLIK, A. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. **Geomorphology**, v. 122, p. 167-177, 2010.

CONAB, Campanha Nacional de Abastecimento. Acomp. safra bras. grãos, v. 6 Safra 2018/19 - Sétimo levantamento, Brasília, p. 1-119, abril 2019.

COSTA, C. A.G.. **Avaliação dos dados SRTM através de análise altimétrica e morfométrica de bacias hidrográficas do semiárido**. 2008. 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia agrícola) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008

DAI, Cuiting et al. Exploring optimal measures to reduce soil erosion and nutrient losses in southern China. **Agricultural water management**, v. 210, p. 41-48, 2018.

DAI, Z.; et al., Modeling Carbon Stocks in a Secondary Tropical Dry Forest in the Yucatan Peninsula, Mexico. **Water Air Soil Pollut.** v. 225, p. 1 – 15. 2014.

EBABU, Kindiye et al. Effects of land use and sustainable land management practices on runoff and soil loss in the Upper Blue Nile basin, Ethiopia. **Science of the total environment**, v. 648, p. 1462-1475, 2019.

EDUARDO, E. N. et al. Erodibilidade, fatores cobertura e manejo e práticas conservacionistas em Argissolo Vermelho-Amarelo, sob condições de chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, 2013.

ELLIOTT, Katherine J.; VOSE, James M. Initial effects of prescribed fire on quality of soil solution and streamwater in the Southern Appalachian Mountains. **Southern Journal of Applied Forestry**, v. 29, n. 1, p. 5-15, 2005.

EMBRAPA. Manual de métodos e análise de solo. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos**. 2 ed. rev. Atual – Rio de Janeiro, 1997.

FREIRE FILHO, F. R.; et al. Feijão-caupi: produção, melhoramento genético, avanços e desafios. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. 2011. 81p.

GAO, Chao et al. Effects of extreme rainfall on the export of nutrients from agricultural land. **Acta Geographica Sinica**, v. 60, n. 6, p. 991-997, 2005.

GARIGLIO, M. A. et al. Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga. Brasília (Brasil): **Serviço Florestal Brasileiro**, 2010.

GBUREK, W.J.; SHARPLEY, A.N. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. **J. Environ. Qual.**, n. 27, p. 267-277, 1997.

GILLES, Luciléia et al. Perdas de água, solo, matéria orgânica e nutriente por erosão hídrica na cultura do milho implantada em área de campo nativo, influenciadas por métodos de preparo do solo e tipos de adubação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 5, p. 1427-1440, 2009.

GOMES, F.E.F. **Processos hidrossedimentológicos em uma bacia experimental do semiárido brasileiro**. 68 f. (Dissertação de Mestrado). Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola – Universidade Federal do Ceará. (2016).

GUADAGNIN, J. C. et al. Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 2, 2005.

KINAMA, J. M. et al. Contour hedgerows and grass strips in erosion and runoff control on sloping land in semi-arid Kenya. **Arid land research and management**, v. 21, n. 1, p. 1-19, 2007.

LIMA, Herlander Mata. **Introdução à Modelação Ambiental: Erosão Hídrica**. Funchal (Portugal), 2010.

Lobato, F. A., de Andrade, E. M., Meireles, A. C. M., dos Santos, J. C. N., & Lopes, J. F. B. Perdas de solo e nutrientes em área de Caatinga decorrente de diferentes alturas pluviométricas. **Revista Agro@ mbiente On-line**, 3(2), 65-71. (2010).

LOPES, Fernando Bezerra. **Uso de sensoriamento remoto como suporte ao monitoramento da qualidade das águas superficiais da região semiárida do Brasil**. 2013. 202 f. Tese (Doutorado em Engenharia agrícola) – Universidade Federal do Ceará, 2013.

MEDEIROS, P. H. A.; DE ARAÚJO, J. C. Temporal variability of rainfall in a semiarid environment in Brazil and its effect on sediment transport processes. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 7, p. 1216-1223, 2014.

MENDES, C. A. B.; CIRILO, José Almir. **Geoprocessamento em recursos hídricos: princípios, integração e aplicação**. ABRH, 2001.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v. 3, n. 4, p. 33-38, 2002.

- MINELLA, J. P. G. et al, Processos e modelagem da erosão: da parcela à bacia hidrográfica. In.: PRADO, R. B.; TURETTA, A. P. D.; ANDRADE, A. G. (Org.). **Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. p. 105-121.
- MOREIRA, L. C. J. et al. Variabilidade local e regional da evapotranspiração estimada pelo algoritmo SEBAL Local and regional variability of evapotranspiration estimated by SEBAL algorithm. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 6, p. 1148-1159, 2010.
- NUNES, L. A. P. L., ARAÚJO FILHO, J. A., JÚNIOR, E. V. H., QUEIROZ, M.. Impacto da queimada e de enleiramento de resíduos orgânicos em atributos biológicos de solo sob caatinga no semi-árido nordestino. **Revista Caatinga**, 22(1), 131-140, 2009
- PEREZ-MARIN, A. M. et al., Efeito da *Gliricidia sepium* sobre nutrientes do solo, microclima e produtividade do milho em sistema agroflorestal no agreste paraibano. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v.30, p.555 - 564, 2006.
- PEREZ-MARIN, A. M. N et al. Núcleos de desertificação do semiárido brasileiro: ocorrência natural ou antrópica?.**Parcerias Estratégicas**, v. 17, n. 34, p. 87-106, 2013.
- PILLAY, T.V.R. **Aquaculture and the environment**. 2. ed. Blackwell Publishing, Oxford, United States. 2004.
- ROCHA, F. C.; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B.. Water quality index calculated from biological, physical and chemical attributes. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 1, p. 4163, 2015.
- RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. S. B. **A vegetação do bioma caatinga**. In: SAMPAIO, E. V. S. B et al. (Ed.). *Vegetação e flora da caatinga*. Recife: PNE/CNIP, p. 11-24.2002.
- RODRIGUES, J.O. ANDRADE, E. M., OLIVEIRA, T. S., LOBATO, F. A O. Equações de intensidade–duração–frequência de chuvas para as localidades de Fortaleza e Pentecoste, Ceará. **Scientia Agraria**, v. 9, n. 4, p. 511-520, 2008.
- SÁ, I. B.; FOTIUS, G. A.; RICHÉ, G. R. **Degradação ambiental e reabilitação natural no trópico semiárido brasileiro**. ESQUEL/PNUD/Governo do Ceará/BNB, EMBRAPA-CPATSA, 1994.
- SALGADO, E. V.; ANDRADE, E. M.; HEVIA, J. N.; NUNES, E. P.; RODRIGUES, M. M. A. Rainfall patterns and the contribution of litter in the caatinga dry tropical Forest. **Revista Ciência Agronômica**, v. 46, n. 2, p. 299-309. 2015.
- SANTOS, J. C. N dos. Mensuração da erosão do solo no semiárido em diferentes usos de terras e escalas espaciais. 100p. **Dissertação Mestrado**. Fortaleza: UFC, 2012.
- SANTOS, J. C. N. dos et al. Runoff and soil and nutrient losses in semiarid uncultivated fields. **Revista Ciência Agronômica**, v. 42, n. 3, p. 813-820, 2011.
- SANTOS, J. C. N. dos. **Erosão laminar em microbacia com cobertura herbácea no semiárido cearense**. 2009. 71 f. Monografia (graduação) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – Campus Iguatu, 2009.

SANTOS, J. C. N. et al. Effect of dry spells and soil cracking on runoff generation in a semiarid micro watershed under land use change. *Journal of hydrology*, v. 541, p. 1057-1066, 2016.

SANTOS, J. C., et al. Determinação do fator de cobertura e dos coeficientes da MUSLE em microbacias no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 11, p. 1157-1164, 2014.

SANTOS, J. C.N. et al. Land use impact on soil erosion at different scales in the Brazilian semi-arid. **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, n. 2, p. 251-260, 2017.

SCHICK, J. et al. O. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: II. Perdas de nutrientes e carbono orgânico. **R. Bras. Ci. Solo**, 24:437-447, 2000.

TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Embrapa Solos, 2017.

VALE, J. C.; BERTONI, C.; BORÉM, A. **Feijão-caupi do plantio à colheita. 267 p. – Viçosa, MG; Ed. UFV, 2017.**

XIN, Y., LIU, G., XIE, Y., GAO, Y., LIU, B., SHEN, B. Effects of soil conservation practices on soil losses from slope farmland in northeastern China using runoff plot data. **Catena**, 2019

ZHANG, Xingqi et al. Effects of topographic factors on runoff and soil loss in Southwest China. **CATENA**, v. 160, p. 394-402, 2018.

ZHOU, Ji et al. Effects of precipitation and restoration vegetation on soil erosion in a semi-arid environment in the Loess Plateau, China. **Catena**, v. 137, p. 1-11, 2016.