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

ANTONIO ÁLISSON FERNANDES SIMPLÍCIO

AVALIAÇÃO DE PROCESSOS EROSIVOS INTENSOS NO NÚCLEO DE DESERTIFICAÇÃO DE GILBUÉS-PI

FORTALEZA
2020

ANTONIO ÁLISSON FERNANDES SIMPLÍCIO

AVALIAÇÃO DE PROCESSOS EROSIVOS INTENSOS NO NÚCLEO DE DESERTIFICAÇÃO DE GILBUÉS-PI

Tese apresentada a Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Alexandre Gomes Costa.

Coorientador: Prof. Dr. José Carlos de Araújo.

FORTALEZA

2020

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)

S621a Simplício, Antonio Álisson Fernandes Simplício.
Avaliação de processos erosivos intensos no núcleo de desertificação de Gilbués-Pi / Antonio Álisson Fernandes Simplício Simplício. – 2020.
86 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2020.
Orientação: Prof. Dr. Carlos Alexandre Gomes Costa.
Coorientação: Prof. Dr. José Carlos de Araújo.

1. Erosão bruta. 2. USLE. 3. Razão de aporte de sedimentos. 4. Barragens de sedimentação. 5. Vegetação. I. Título.

CDD 630

ANTONIO ÁLISSON FERNANDES SIMPLÍCIO

AVALIAÇÃO DE PROCESSOS EROSIVOS INTENSOS NO NÚCLEO DE DESERTIFICAÇÃO DE GILBUÉS-PI

Tese apresentada a Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Aprovado em: 22/05/2020

Banca Examinadora

_____

Prof. Dr. Carlos Alexandre Gomes Costa (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

_____

Prof. Dr. José Carlos de Araújo (Coorientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

_____

Prof. Dr. Raimundo Nonato Távora Costa
Universidade Federal do Ceará (UFC)

_____

Prof. Dr. Joaquín Navarro-Hevia
Universidad de Valladolid-Espanha (UVa-ES)

_____

Prof. Dra. Teresa Raquel Lima Farias
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

_____

Prof. Dr. José Wellington Batista Lopes
Universidade Federal do Piauí (UFPI)

Dedico esta tese ao meu pai, João Simplício dos Santos *(in memoriam)*, amado "pãe (pai e mãe)" e constante incentivador;

A minha irmã, Aline Fernandes Simplício, que driblou comigo todas as pedras no caminho

e

Ao camarada Eisenhower Carvalho Braga *(in memoriam)*, paciente amigo.

AGRADECIMENTOS

A Deus pelo dom da insistência, tão precioso durante todo esse período.

A toda a minha família: Minha irmã Isadora Simplício. Minhas tias e tios: Maria Simplício dos Santos (Elma), Ana Simplício dos Santos (Elda), José Simplício Cavalcante e Afonso Martins Evangelista. Aos meus queridos primos Afonso Martins Evangelista Jr.(Juninho), Celia Martins Evangelista, Antonio Clédson Ribeiro (Pequeno), Cleidimar Simplício Ribeiro (Neneca).

Ao amigo e companheiro de "teto" Elimário Teixeira, pelos incontáveis momentos de descontração, tão importantes e indispensáveis.

À Universidade Federal do Ceará, em especial ao Departamento de Engenheira Agrícola, que proporcionou conhecimento incondicional dando-me a oportunidade de fazer maravilhosos amigos que levarei para a vida inteira.

Aos Professores Doutor Carlos Alexandre, pelos ensinamentos compartilhados e amizade tão sincera, sempre tão solicito e descontraído, mesmo nos meus momentos de aflição. Ao Prof. Dr. Joaquín Navarro-Hevia, que me proporcionou momentos inesquecíveis e um aprendizado ímpar em uma terra "tão tão distante" e ao Prof. Dr Luiz Alberto Ribeiro Mendonça, que me iniciou na vida científica, plantando a semente da curiosidade sobre as coisas do mundo.

Ao Prof. Dr. Jose Carlos de Araújo, por quem cultivo uma admiração especial, tanto por ser um belíssimo ser humano como também por ser um invejável profissional. Anseio um dia chegar próximo a ser pelo menos parecido a alguém tão iluminado.

Aos amigos de vida e campo, Glauber Pontes Rodrigues, Junio Moreira, Francisco Jairo, Matheus Lopes Muniz, Pedro Alencar, Jose Welington Batista Lopes, Ítalo Sampaio Rodrigues, Thales Bruno Rodrigues Lima, Juliana Alcântara Costa, Suziane Soares e Antônio Viana.

Ao Instituto Federal do Maranhão – Campus Codó, meu "ganha pão" e do qual tenho imenso orgulho de fazer parte.

Ao amigo Mariano Ibanez Rojas, pela paciência e disponibilidade em absolutamente todos os momentos, e ao Gutierres Nelson Silva (amigo/irmão), por todo seu carisma e inteligência que eu tanto admiro.

Ao Núcleo de Pesquisa em Degradação (NUPERADE), por disponibilizar tão prontamente sua belíssima área de estudo.

Um agradecimento especial a todos os que não acreditaram, vocês foram fundamentais no meu processo de autoconhecimento!

“O mundo é grande, a vida é curta (e boa), o tempo é breve”

Adaptado de Antonio Francisco

RESUMO

Com uma área de 6.200 km², a região de Gilbués, na zona seca brasileira, é o maior local de desertificação do país. Está localizada a montante da Usina Hidrelétrica de Boa Esperança e é contíguo a uma importante área agrícola brasileira, região denominada MATOPIBA. No entanto, dados quantitativos primários sobre processos erosivos do local, fundamentais para análise holística, são escassos ou inexistentes. Portanto, o presente trabalho teve como objetivo quantificar *in loco* a erosão laminar bruta e a produção de sedimentos em microbacias no Núcleo de Desertificação de Gilbués, localizado no estado do Piauí. Para isso, foram coletados e analisados dados no local em 2018 e 2019 referentes a processos de pequena escala (encosta e microbacia): erosão bruta laminar, fator de cobertura vegetal, produção de sedimentos e razão de aporte de sedimentos (SDR). A erosão bruta foi medida em quatro encostas usando pinos de metal; erosividade das chuvas usando uma estação meteorológica automática; erodibilidade do solo; e assoreamento de cinco barragens de sedimentação que controlam as microbacias (de 370 a 1120 m²) por meio de um veículo aéreo não tripulado (VANT). A erosão bruta (10^2 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$) é até 100 vezes o valor médio regional e até 45 vezes o valor de referência tolerável para perda de solo, mostrando que a degradação ainda evolui. A pequena vegetação esparsa expõe diretamente dois terços do solo, com um alto fator de cobertura vegetal (fator C = 0,90). A razão de aporte de sedimentos das microbacias é de 88%, compatível com o baixo (12%) padrão de deposição de sedimentos nessa escala. O modelo de SDR de Maner reproduziu bem as observações de campo, o que indica que o relevo é o elemento chave que influencia a deposição de sedimentos no local. A eficácia das barragens de sedimentação diminuiu consideravelmente após a primeira década de operação devido às altas taxas de assoreamento. Embora a área degradada de Gilbués ocupe apenas 5% de uma bacia a montante da hidrelétrica de Boa Esperança, ela contribui com 32% para sua carga de sedimentos. Isso mostra a relevância da restauração das terras degradadas para a sustentabilidade regional do fornecimento de água e energia.

Palavras-chave: Erosão bruta. USLE. Razão de aporte de sedimentos. Barragens de sedimentação. Vegetação.

ABSTRACT

With an area of 6,200 km², the Gilbués badlands region in Brazilian drylands is the largest desertification site in the country. It is located upstream the Boa Esperança Hydroelectric Power Plant and contiguous to an important Brazilian agricultural area. However, primary quantitative data on erosive processes are scarce or inexistent. We analyzed *on-site* data (2018 – 2019) concerning small-scale (hillslope and micro basin) processes: interrill gross erosion, vegetation coverage factor, sediment yield, and sediment delivery ratio. We measured gross erosion in four hillslopes using metal pins; rainfall erosivity using an automatic meteorological station; soil erodibility; and siltation of five check dams that control micro basins (10^1–10^3 m²) by means of an unmanned aerial vehicle. Gross erosion (10^2 Mg.ha^{-1}.yr^{-1}) is up to 100-fold the regional mean value and up to 45 times the tolerable soil-loss reference value, showing that degradation still evolves. Sparse small vegetation directly exposes two thirds of the soil, with a high vegetation factor (0.90). The sediment delivery ratio of the micro basins is 0.88, compatible with low (12%) sediment-deposition pattern at this scale. Maner delivery-ratio model mimicked field observation, which indicates that relief is the key element influencing sediment deposition there. The check-dam effectiveness considerably decreased after the first decade of operation due to high siltation rates. Although the Gilbués badland occupies only 5% of a basin upstream the power plant, it contributes with 32% to its sediment load. This shows the relevance of the badland restoration for the regional sustainability of water and energy supply.

Keywords: Interrill gross erosion. USLE. Sediment Delivery Ratio. Badlands. Check dams. Vegetation.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Delimitação do semiárido e limite da Área Susceptível à Desertificação, detalhe dos núcleos de desertificação do Brasil..... 20

Figura 2 - Vulnerabilidade ambiental envolvendo a área susceptível à desertificação no Brasil..... 21

Figura 3 - Áreas em processo de desertificação no Estado do Piauí..... 22

Figura 4 - Municípios que abrangem o Núcleo de desertificação de Gilbués – PI..... 23

Figura 5 - Voçoroca de grande porte dentro do núcleo de desertificação de Gilbués..... 24

Figura 6 - Vista a partir de montante de uma das barragens de sedimentação do NUPERADE..... 25

Figura 7 - Área de estudo, localizada dentro do NUPERADE; detalhe do intenso processo erosivo em toda a extensão do núcleo..... 26

Figura 8 - Voçoroca encontrada dentro do núcleo de desertificação de Gilbués; detalhe da evolução da perda de solo causando exposição das raízes..... 26

Figura 9 - Localização da bacia do Rio Parnaíba, da região de desertificação de Gilbués e do NUPERADE (Núcleo de Pesquisa em Degradação), onde a área experimental está inserida. O mapa também destaca a localização da área agrícola intensiva de MATOPIBA e a Usina Hidrelétrica Boa Esperança..... 27

Figura 10 - Localização do local experimental, no NUPERADE - Núcleo de Pesquisa em Degradação de Terras, mostrando os locais das encostas experimentais, amostras de solo, barragens de sedimentos (check dams) e estação meteorológica (janeiro de 2018, Coordenadas UTM Datum Sirgas 2000)..... 28

Figura 11 - Vista aérea (do VANT de 80 m de altura) do Sítio Experimental de Gilbués. (A) observa-se o padrão intensivo de formação de ravinas e o aspecto degradado da área, com vegetação muito escassa; (B) observam-se duas das barragens de represa e suas respectivas áreas de captação: a do lado esquerdo possui vegetação escassa e

processos erosivos intensivos (água marrom), enquanto a do lado direito tem vegetação e processos erosivos leves (água verde)..... 29
Figura 12 - Distribuição mensal da precipitação histórica no município de Gilbués..... 30
Figura 13 - Identificação das barragens de contenção de sedimentos na área experimental de Nuperade, Gilbués..... 33
Figura 14 - Detalhe da identificação e numeração das barragens de sedimentação..... 34
Figura 15 - Vista geral de áreas com os pinos de erosão instalados com detalhes de espaçamento e profundidade de 0,15 m..... 35
Figura 16 - Perfil longitudinal das quatro encostas monitoradas (H1 - H4) usando pinos de erosão na área experimental do NUPERADE, Gilbués..... 36
Figura 17 - Pino instalado no solo com detalhe de sua numeração e metodologia de medição..... 37
Figura 18 - Amostra de solo com estrutura indeformada na profundidade de 0,05 m com auxílio de amostrador do tipo Uhland..... 38
Figura 19 - Estação meteorológica instalada na área de estudo no NUPERADE..... 40
Figura 20 - Nomograma para cálculo da erodibilidade do solo..... 42
Figura 21 - Avaliação da condutividade hidráulica do solo saturada de carga constante, laboratorial de Mecânica de Solo do Instituto Federal do Ceará, 2019..... 43
Figura 22 - Levantamento altimétrico realizado com o auxílio de um nível topográfico nas encostas experimentais de erosão..... 44
Figura 23 - Parcelas para avaliação da vegetação no NUPERADE, Gilbués, Piauí. Parcela 1 - solo exposto; Parcela 2 - Vegetação rasteira homogênea e contínua; Parcela 3 - Gramínea rala e Parcela 4 - Área com pequenas touceiras (2019)..... 45
Figura 24 - Veículo aéreo não tripulado utilizado na pesquisa dentro do NUPERADE e pontos de controle adicionados in loco para auxiliar nos levantamentos topográficos, 2018 e 2019..... 48
Figura 25 - Fluxograma com etapas de processamento no Agisoft..... 49

Figura 26 - Local de coleta de amostras de sedimentos a montante das barragens e detalhe do sedimento aportado..... 50
Figura 27 - Pino para monitoramento de erosão nas encostas de Gilbués. Detalhe da marcação exposta ao solo, demonstrando erosão laminar..... 54
Figura 28 - Imagem aéreas da área de estudo (NUPERADE, Gilbués, Piauí): (a) detalhe do solo exposto, 2018; e (b) espaçamento irregular da vegetação, 2017..... 56
Figura 29 - Medição da temperatura superficial do solo no Núcleo de Desertificação de Gilbués..... 57
Figura 30 - Movimento do solo (erosão e deposição) nas quatro encostas experimentais (H1, H2, H3 e H4) no sítio experimental de Gilbués, de janeiro de 2018 a julho de 2019..... 59
Figura 31 - Exposição das raízes das plantas provenientes do intenso processo erosivo em Gilbués..... 60
Figura 32 - Precipitação e erosividade das chuvas no sítio experimental de Gilbués durante o período da pesquisa..... 61
Figura 33 - Textura do solo, matéria orgânica (O.M.) e fator K de erodibilidade do solo para 40 amostras do sítio experimental de Gilbués (Ano 2018 - 2019)..... 63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Área susceptível à desertificação por estado no Brasil..... 19

Tabela 2 - Caracterização morfológica dos solos no NUPERADE..... 31

Tabela 3 - Fitofisionomia das principais espécies na região de Gilbués-PI..... 32

Tabela 4 - Especificações técnicas do veículo aéreo não tripulado (VANT)..... 47

Tabela 5 - Coordenadas UTM (m) dos pontos de controle coletados, receptor GNSS geodésico. SIRGAS 2000, Zona 23 Sul..... 48

Tabela 6 - Modelos de estimativa de SDR investigados no âmbito da presente pesquisa..... 52

Tabela 7 - Resultados das medições em escala de encostas no sítio Experimental de Gilbués (março de 2018 a julho de 2019), com base em nove campanhas nas quatro encostas experimentais (H1 - H4)..... 53

Tabela 8 - Valores de granulometria (areia, areia fina, silte, argila e M), índice de estrutura (s), índice de permeabilidade (p), matéria orgânica (MO) e erodibilidade (K) do solo no NUPERADE (Gilbués, Piauí, 2018 – 2019)..... 62

Tabela 9 - Levantamento topográfico realizado com nível topográfico nas quatro áreas experimentais de erosão juntamente com o cálculo do Fator LS..... 64

Tabela 10 - Resultados das medições da escala de microbacias no Local Experimental de Gilbués (julho de 2018 a julho de 2019), com base em cinco barragens experimentais de verificação (D09, D36, D27, D38, D31), localizadas nas tomadas das microbacias. O fator de erosividade USLE (Equação 2) R = 2.503 MJ.ha-1.mm.h-1 para o período experimental, K = 0,053 Mg.MJ-1.mm-1.h, P = 1 e C = 0,90 (Tabela 7)..... 65

SUMÁRIO

1	**INTRODUÇÃO.....**	13
2	**REVISÃO DE LITERATURA.....**	15
2.1	**Hidrossedimentologia: processos e modelagem.....**	15
2.2	**Contextualização do Núcleo de desertificação de Gilbués.....**	19
3	**ÁREA DE ESTUDO.....**	23
4	**MATERIAL E MÉTODOS.....**	35
4.1	**Medição de erosão na escala de encosta.....**	35
4.2	**Parametrização da USLE e índice de cobertura vegetal (C).....**	39
4.3	**Avaliação da produção de sedimentos em micro barragens (check dams).....**	46
4.4	**Avaliação da razão de aporte de sedimentos (SDR).....**	51
4.5	**Análise estatística.....**	52
5	**RESULTADOS E DISCUSSÃO.....**	53
5.1	**Quantificação da erosão na escala de encosta.....**	53
5.2	**Parametrização da USLE e índice de cobertura vegetal (C).....**	60
5.3	**Avaliação da produção de sedimentos e razão de aporte de sedimentos (SDR).....**	64
5.4	**Impacto do Núcleo de Desertificação de Gilbués no desenvolvimento regional.....**	68
6	**CONCLUSÃO.....**	70
	REFERÊNCIAS.....	71
	APÊNDICE A - ACERVO DO AUTOR.....	83

1 INTRODUÇÃO

A quantificação da perda de solo e sedimentos é de fundamental importância quando se pretende entender a dinâmica hidroambiental de uma área. Entre os problemas que a degradação ambiental pode ocasionar, cita-se: i) a perda de solo e sedimentos, provocada por processos erosivos detém um destaque especial, pois pode inutilizar áreas agrícolas; ii) perda da fertilidade do solo; e iii) assoreamento de rios e reservatórios, dentre outros, muitas vezes de caráter irreversível.

Para mitigação desses problemas, são utilizadas algumas técnicas de conservação de solo e de água, e até mesmo de recuperação de área degradadas. A aplicação de técnicas de recuperação em áreas degradadas é umas das principais medidas tomadas quando os meios naturais não conseguem mais suprir os impactos causados. As barragens de contenção de sedimentos e o reflorestamento com espécies nativas são dois exemplos de técnicas simples que minimizam os processos erosivos. Todavia, essas técnicas, geralmente, não são geridas para retorno em longo prazo; além disso, muitas vezes são abandonadas sem a devida manutenção, como é o caso do Núcleo de desertificação de Gilbués, a área de estudo desta pesquisa.

Inserido na região sul do estado do Piauí, o Núcleo de Desertificação de Gilbués, que abrange uma área de 6.131 km² e quinze municípios, é o mais importante do país, tanto por sua extensão territorial, como por seu acelerado processo de degradação. Exemplos disso são as voçorocas de grandes dimensões são observadas em toda a região, atingindo dezenas de metros de largura e profundidade e quilômetros de extensão. O Núcleo de Pesquisa de Recuperação de Áreas Degradadas e Combate à Desertificação (NUPERADE), órgão criado em 2003 em uma área de 53 hectares, tem como objetivo apoiar estudos sobre o fenômeno da desertificação e testar tecnologias para o controle do processo de degradação, assim como promover a recuperação de áreas degradadas. Entre as tecnologias aplicadas, destacam-se a construção de barragens de terra e o reflorestamento com espécies nativas e exóticas.

Nesse sentido, suscitaram-se as seguintes questões científicas: i) qual a magnitude da erosão laminar na área de Gilbués? ii) qual a produção de sedimentos, por erosão laminar, em microbacias controladas por barragens de sedimentação? iii) qual a eficácia das barragens de sedimentação?

Para abordagem dessas questões científicas, testaram-se as seguintes hipóteses: i) a erosão laminar e a produção de sedimentos na área de estudo apresentam valores semelhantes à média da região Nordeste do Brasil; e ii) as barragens de sedimentação atuam de modo eficiente na retenção de sedimentos provenientes da erosão laminar bruta.

Portanto, o presente trabalho tem como objetivo geral quantificar *in loco* a erosão laminar bruta e a produção de sedimentos em encostas e microbacias no Núcleo de Desertificação de Gilbués-PI. Por sua vez, os objetivos específicos são:

1. Quantificar, com base em medidas de campo, a erosão laminar;
2. Quantificar, com base em medidas de campo, o fator de cobertura vegetal (C);
3. Quantificar, com base em medidas de campo, a produção de sedimentos nas microbacias controladas pelas barragens de sedimentação (*check dams*); e
4. Quantificar, com base em medidas de campo, a razão de aporte de sedimento (SDR), validando equações da literatura para SDR.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Hidrossedimentologia: processos e modelagem

A erosão do solo é caracterizada como processo de desprendimento e de arraste de partículas do solo, podendo ser natural (geológico), no qual o desgaste está em equilíbrio com a formação; ou antrópico, no qual a taxa de desgaste do solo se dá em período de tempo muito menor comparado à sua formação, tendo como principais agentes a água (erosão hídrica) e o vento (erosão eólica) (EDUARDO, 2012; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014).

A erosão hídrica pode ser dividida em laminar, linear e total. A erosão se intensifica durante as fortes precipitações, quando o solo superficial já está saturado, produzindo desgaste da camada superficial ou do leito de uma erosão linear pré-existente em toda a sua extensão. Isso ocorre quando há pouco obstáculo, o que permite o escoamento de uma lâmina de água, carreando, assim, as partículas superficiais do solo (CARVALHO, 2008). A erosão laminar é a forma de erosão menos perceptível, contudo pode ser muito impactante.

Por sua vez, a erosão linear, que forma sulcos e ravinas, resulta de pequenas irregularidades na declividade do terreno causadas pela enxurrada, concentrando-se em algumas seções até atingir volume e velocidade suficientes para formar “linhas” no solo. Além disso, é causada por chuvas de grande intensidade em terrenos íngremes, resultando em sérios problemas ambientais e econômicos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). Após um elevado e intenso processo erosivo, a erosão linear também pode evoluir para uma voçoroca, que é a forma mais intensa e visível de erosão, responsável por um elevado poder de carreamento de solos causando, a jusante, isto é, a deposição intensiva de sedimentos.

Devido a seus impactos econômicos e ambientais adversos, a erosão do solo tem sido descrita como um dos riscos ambientais mais críticos nos tempos atuais. Entre esses problemas, cita-se a redução da produtividade da terra, o assoreamento dos reservatórios, a redução da qualidade da água armazenada e a diminuição da vida útil dos reservatórios (ZHOU *et al*., 2014). A erosão é um problema social e ambiental que já comprometeu milhões de hectares de terras antes cultiváveis; e reduziu muitos outros a uma situação marginal (TOLEDO; MARIA; DECHEN, 2012). Ela se constitui como a principal causa do empobrecimento precoce das terras produtivas, visto que as enxurradas, provenientes das águas que não foram retidas ou infiltradas no solo, transportam partículas de solo em suspensão e nutrientes necessários às plantas.

Avaliar a carga de sedimentos na escala da bacia e entender quais fatores influenciam a taxa de sedimentação dos reservatórios é tarefa de grande importância. Estima-se que, em todo o globo, haja uma redução anual de armazenamento dos reservatórios por conta do assoreamento de 0,5 a 1% (WCD, 2001). Assim, esse conhecimento permitirá estimar a vida útil provável de um reservatório e, além disso, tomar medidas adequadas. Alguns reservatórios assoreiam, perdendo sua funcionalidade, em apenas 30 anos de uso (DE VENTE; POESEN; VERSTRAETEN, 2005). Isso implica problemas na gestão de captação de água e riscos de rompimento de barragens, representando uma série de ameaças à sustentabilidade dos principais sistemas hídricos utilizados.

Um dos modelos de predição da erosão mais utilizados e citados na literatura é a Equação Universal de Perda de Solo (*Universal Soil Loss Equation* – USLE). A USLE foi modelada por meio da observação de perda de solo em mais de 10.000 parcelas-ano padronizadas (3,5 m de largura, 22,1 m de comprimento com declividade de 9%) em diversas regiões dos Estados Unidos. Essas parcelas levam o nome de *parcelas de Wischmeier*, em alusão ao autor da proposta (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Contudo, existem outros modelos de estimativa da erosão bruta nas encostas, como: RUSLE – *Revised Universal Soil Loss Equation* (RENARD *et al.*, 1997); WEQ (equação de erosão do vento) (CHEPIL; WOODRUFF, 1963); RWEQ (equação de erosão do vento revisada) (WOODRUFF; SIDDOWAY, 1965); WEPP (Projeto de previsão de erosão da água) (NEARING; LANE; LOPES, 1994); WEPS (Sistema de Previsão de Erosão Eólica) (VAN PELT; TED; ZOBECK, 2004); e WESS (Simulador Estocástico de Erosão Eólica) (HAGEN *et al.*, 1995) (SONG, 2005), ainda assim, a USLE é a mais difundida e utilizada.

A USLE é um modelo matemático que leva em consideração seis fatores, cujo produto resulta na quantidade de solo perdida por erosão laminar. A equação universal é um instrumento prático, obtido por meio de análises estatísticas de dados experimentais e desenvolvido para ser utilizado no planejamento de medidas de observação para conservação do solo. Entre suas limitações, há o seu uso para grandes áreas, pois sua criação teve como base pequenas parcelas. Apesar disso, a USLE é amplamente utilizada *(*EDUARDO *et al*., 2013; RABELO; DE ARAÚJO, 2019; DE ARAÚJO, 2003; MEDEIROS; DE ARAÚJO, 2014).

Seus fatores são a erosividade das chuvas (R), a erodibilidade do solo (K), o comprimento da encosta (L), a inclinação da encosta (S), o fator de cobertura vegetal (C) e as práticas de controle de erosão (P).

O fator R depende das características de precipitação; o fator C depende do uso e ocupação do solo e, portanto, também das atividades humanas. O fator K está relacionado às

propriedades físicas do solo, de forma que sua avaliação é importante para o desenvolvimento de estratégias de conservação do solo. Por fim, os fatores L e S dependem do relevo e da hidrografia natural e/ou antrópica (SHABANI; KUMAR; ESMAEILI, 2014).

Do ponto de vista do planejamento e conservação, uma das variáveis mais importantes é o fator de cobertura vegetal (fator C), pois varia de acordo com a cultura e com os tipos de manejo ou cultivo do solo (EDUARDO *et al*., 2013). Portanto, há grande relevância na medição desse fator, em virtude das muitas combinações possíveis de cultura, de sistemas de cultivo, de tipos de preparo e manejo e de tipos de solo (PROCHNOW *et al*., 2005).

O método mais comumente utilizado para calcular o fator de cobertura vegetal consiste na calibração do fator por meio da USLE, de modo a medir a erosão e monitorar os demais fatores, variando a cobertura vegetal desde densa e estável (fator C próximo a zero) a solo totalmente desprotegido (fator C próximo de um) (WEI; LIU, 2016).

Em escalas maiores que as experimentais de Wischmeier, observa-se que parte do sedimento mobilizado não chega ao exutório. Nesse sentido, nota-se que nem todo sedimento produzido por erosão em um local específico da bacia é totalmente transportado para seu sistema de drenagem atingindo seu exutório. Uma parte desse sedimento erodido deposita-se/armazena-se temporariamente ou permanentemente no interior da bacia, em suas encostas ou nos próprios canais, calhas e depressões do terreno (BOUGUERRA; JEBARI, 2017).

Ressalta-se que a produção de sedimento é definida como o sedimento total que passa pelo exutório da bacia hidrográfica, em termos de massa erodida por unidade de área e por unidade de tempo. Portanto, a produção é função da quantidade de erosão total dentro da bacia, porém não é necessariamente igual a ela. Essa relação entre a produção de sedimentos que chega ao exutório da bacia e a erosão total produzida é denominada de razão de aporte de sedimentos (*Sediment Delivery Ratio* –SDR) (DIDONÉ, 2013; SANTOS, *et al*., 2016; FARIAS *et al*., 2019; LOPES; DE ARAÚJO; CONRADO, 2019). Embora o SDR seja quase sempre menor que 1,0, a taxa de entrega de sedimentos é bastante variável e influenciada por uma ampla gama de fatores, como tamanho das partículas transportadas, topografia, vegetação, condições dos canais de escoamento e área da bacia (ALI; DE BOER, 2010), sistema hidráulico de fluxo superficial (profundidade e velocidade), características de precipitação (tamanho e velocidade da gota) e propriedades dos sedimentos (por exemplo, tamanho e densidade). O SDR é também influenciado pela interação entre a profundidade do fluxo e o impacto da gota de chuva (ZHANG; WANG, 2017).

De forma geral, quanto maior a bacia, maiores as chances de ocorrer deposição e menor a razão de aporte de sedimentos, porque, com o aumento da bacia, tem-se uma

diminuição da declividade nas áreas a jusante (DE AZEVEDO, 2017). Entretanto, Church e Slaymaker (1989) afirmam que o padrão de decaimento da produção de sedimentos com a área da bacia não é universal, tendo como base a demonstração experimental de uma bacia em British Columbia, no Canadá. Mais recentemente, de Araújo *et al*. (2017) verificaram tendência semelhante na bacia do Rio Jaguaribe, no Ceará.

A dinâmica de sedimentos induzida pelo escoamento em superfícies de solo constitui uma característica importante a ser abordada no manejo de bacias hidrográficas. Ademais, apesar da importância dos processos hidrosedimentológicos, não está consolidada uma metodologia universal para estimar a produção de sedimentos em diferentes escalas espaciais (ZHANG *et al*., 2016).

A tolerância à perda do solo pode ser definida como um valor de erosão que possibilita a manutenção das atividades de funções produtivas do solo, ou seja, uma taxa de perda de solo compatível com um valor máximo que pode variar no tempo e no espaço (AZEVEDO, 2017; LI *et al*., 2009). A maioria dos investigadores toma a espessura do perfil do solo e a taxa de formação do solo como base para seus valores de tolerância à perda do solo (LI *et al*., 2009). Segundo a Fao (1965), a tolerância para solos profundos, permeáveis e bem drenados é de 12,5 $Mg.ha^{-1}ano^{-1}$. Lakaria, Biswas e Mandal (2008) obtiveram valores de espessura na Índia Central de 0,208 a 1,040 mm ano^{-1}. Mandal *et al*. (2006) encontraram no Himalaia da Índia valores variando entre 0,416 e 1,040 mm ano^{-1} (500 a 1250 $Mg.km^{-2}$ ano^{-1}).

Para mitigar os resultados dos processos erosivos, faz-se necessário o conhecimento da região de interesse, como as condições de cobertura vegetal, o tipo de solo, a topografia, o sistema natural de drenagem e as condições naturais de estabilidade dos taludes naturais ou artificiais (ARAGÃO *et al*., 2011). Nesse sentido, o SDR funciona como um indicador do sistema de retenção difusa de sedimento. No entanto, a abordagem concentrada do SDR apresenta limitações em seus resultados. Além disso, a aplicação de algumas equações é complexa por causa dos processos de transferência de sedimentos e suas interações com as características da bacia. Ainda, o conceito de SDR envolve diversos problemas, pois a maioria de suas formulações não considera alguns dos principais processos, a trajetória percorrida, a deposição difusa e a temporalidade envolvidas nos processos.

2.2 Contextualização do Núcleo de desertificação de Gilbués

Núcleos de desertificação e áreas susceptíveis no Brasil

O empobrecimento dos ecossistemas (degradação, motivado pela ação antrópica) pode culminar com a incidência dos processos de desertificação, particularmente nas áreas de climas áridos, semiáridos e subúmidos secos (MMA; SRH, 2005). A Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação (UNCCD), amparada pelo decreto Nº 2.741, de 20 de agosto de 1998, define desertificação como a "degradação da terra nas zonas áridas, semiáridas e subúmidas secas, resultante de vários fatores, incluindo as variações climáticas e as atividades humanas".

O Brasil possui 1.338.076 km² (16% de seu território) de áreas susceptíveis à desertificação (ASD) (Tabela), abrangendo 1.491 municípios, em onze Estados da Federação e 31,6 milhões de habitantes (19% da população). Em termo de área susceptível à desertificação, o Piauí ocupa o segundo lugar no Brasil. De todo o Território do Piauí, 95% é considerado susceptível à desertificação, o que corresponde a 238.901 km² (BRASIL, 2016).

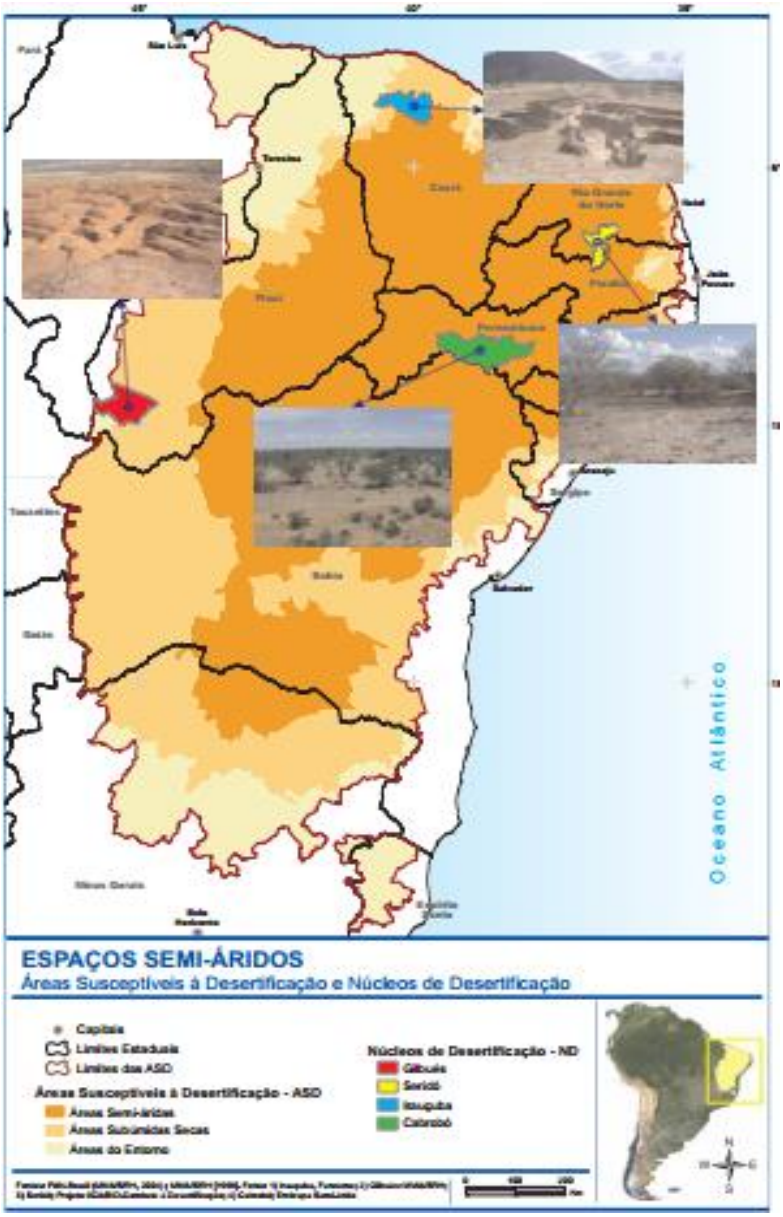
Tabela 1 - Área susceptível à desertificação por estado no Brasil

Unidade da Federação	**Número de municípios com área susceptível à desertificação (área de estudo)**	**Área de cada estado susceptível à desertificação (km^2)**	**Proporção da área susceptível à desertificação em relação à área total dos estados**
Alagoas	54	17.500	63,0%
Bahia	291	491.741	87,3%
Ceará	184	148.886	100,0%
Espírito Santo	24	16.724	36,2%
Maranhão	27	40.809	12,2%
Minas Gerais	142	178.851	30,4%
Paraíba	209	53.422	94,6%
Pernambuco	136	89.572	91,2%
Piauí	217	238.902	94,9%
Rio Grande do Norte	159	51.977	98,4%
Sergipe	48	16.211	73,9%
Área de estudo	**1.491**	**1.344.767**	**61,5**

Fonte: Brasil (2016).

Estudos realizados pelo Ministério do Meio Ambiente (2007) reconhecem a existência de quatro áreas, denominadas, ainda na década de 1970, de Núcleos de Desertificação (SOBRINHO, 1971), que se localizam nas regiões de Gilbués (PI), o maior deles (PIAUÍ, 2010), Seridó (RN), Irauçuba (CE) e Cabrobó (PE), onde se encontram os mais avançados processos de degradação, totalizando uma área de aproximadamente 18,7 mil km² (Figura 1).

Figura 1 - Delimitação do semiárido e limite da Área Susceptível à Desertificação, detalhe dos núcleos de desertificação do Brasil



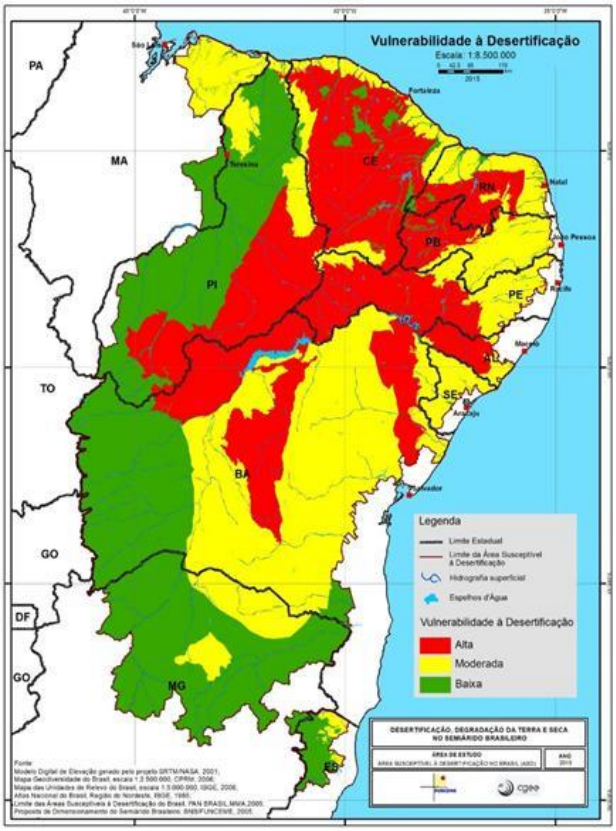
Fonte: Brasil (2004).

Em relação ao sul do estado do Piauí, o processo de degradação dos solos assumiu especial importância em função do desenvolvimento acelerado do agronegócio que se instalou

sobre as chapadas substituindo as coberturas de Savana Florestada dos Latossolos por culturas mecanizadas de sequeiro (soja, algodão etc.) que apresentam elevada produtividade (CREPANI, 2015; BOLFE *et al*., 2016).

Na Figura 2, observa-se o mapa de vulnerabilidade à desertificação levando em consideração as áreas susceptíveis. Nota-se, assim, que a região do sul do Piauí, onde se encontra o núcleo de desertificação de Gilbués, apresenta alto grau de vulnerabilidade. Esse dado foi gerado por meio de observações climáticas temporais, justificando a necessidade de uma visão mais apurada de como proceder para entender e a dinâmica dos diversos processos que a envolvem, dentre eles, a erosão.

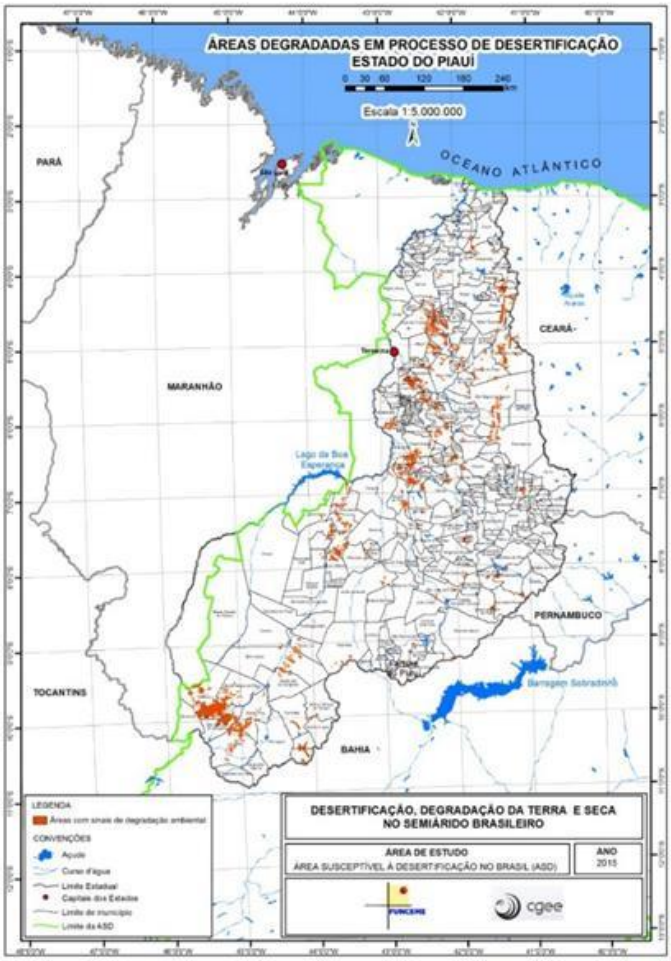
Figura 2 - Vulnerabilidade ambiental envolvendo a área susceptível à desertificação no Brasil (BRASIL, 2004)



Fonte: Brasil (2004).

Brasil (2016) mapeou as áreas onde se encontram os processos de degradação encontram-se espalhadas por toda a sua extensão abrangendo uma área de 7.593 km², equivalente a 3,2% da área susceptível à desertificação do estado (Figura 3). As áreas degradadas concentradas ao sudoeste do estado do Piauí correspondem a localidades muito afetadas pelo processo de desertificação e representam o Núcleo de Desertificação de Gilbués.

Figura 3 - Áreas em processo de desertificação no Estado do Piauí (BRASIL, 2016)



Fonte: Brasil (2004).

A região de Gilbués tem sua trajetória de ocupação apoiada historicamente pela atividade pecuária, porém, há registros históricos na literatura científica de que a região foi habitada por populações indígenas, especificamente a região de Jeruboés, que significa “Terra Fraca”, ou seja, a paisagem de Gilbués já apresentava fragilidade (SILVA, 2014).

Diante de áreas já degradadas em processo de desertificação, faz-se necessária a intervenção por meio de tecnologias utilizadas para recuperar as características ambientais. Segundo a Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, entende-se por recuperação a restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original (BRASIL, 1997).

3 ÁREA DE ESTUDO

O Núcleo de Desertificação Gilbués abrange uma área de quase 6.200 km² (BRASIL, 2004) (Figura 4**Erro! Fonte de referência não encontrada.**), que atinge quinze municípios, compreendidos por Gilbués, Barreira do Piauí, Corrente, São Gonçalo do Gurgueia, Riacho Frio, Monte Alegre do Piauí, Bom Jesus, Redenção do Gurgueia, Curimatá, Cristalândia, Parnaguá, Júlio Borges, Avelino Lopes, Morro Cabeça no Tempo e Sebastião Barros (SILVA, 2008). Por conseguinte, esse núcleo é o mais importante do país, tanto pelo seu tamanho territorial como pelo seu acelerado processo de degradação.

Figura 4 - Municípios que abrangem o Núcleo de desertificação de Gilbués – PI

Fonte: Autor (2018).

A degradação de solos no núcleo de Gilbués (Figura 5) caracteriza-se pela intensa e extensa exposição do substrato rochoso sedimentar, resultando na incapacidade de sustentar a biodiversidade causada pelo agudo processo de perda das camadas superiores do solo, ricas em nutrientes, que se inicia pela erosão laminar e passa a forma de estreitos sulcos que se transformam nas ravinas que dominam a paisagem. O início do processo se dá pela retirada da cobertura vegetal nativa, correspondente à Savana Estépica Arborizada, por conta de alguma

atividade de uso da terra, como pecuária, agricultura de subsistência, lenha, carvão e garimpo de diamantes (CREPANI, 2015).

Figura 5 - Voçoroca de grande porte dentro do núcleo de desertificação de Gilbués

Fonte: Autor (2018).

O Núcleo de Pesquisa de Recuperação de Áreas Degradadas (NUPERADE) foi criado do em 2003, por meio da parceria com os Ministérios do Meio Ambiente, Agricultura, Integração Nacional e Governo do Estado do Piauí, a partir da Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Naturais (SEMAR). O NUPERADE faz parte das ações do Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca (PAN-Brasil) e tem o objetivo de apoiar estudos sobre o fenômeno da desertificação e testar tecnologias para o controle do processo de degradação de terras, assim como promover a recuperação de áreas degradadas da região.

O núcleo possui uma área de 53 hectares, onde foram aplicadas intervenções para combater os processos erosivos; como a construção de 137 barragens de terra (Figura 6) com tamanhos variados, tendo como finalidade a contenção de sedimentos dentro da bacia hidrográfica, também utilizou-se a técnica de reflorestamento com espécies nativas com o objetivo de recuperar a florística da região, haja vista que toda a área de estudo é totalmente

isolada por cercas de arame farpado para evitar o tráfego de pessoas e/ou animais. Localiza-se na bacia hidrográfica do Rio Gurguéia, município de Gilbués – PI, mais precisamente às margens da BR 135, km 522, coordenadas geográficas UTM 462056 S e 8908960 W, Datum Sirgas 2000, zona 23, Sul. Os solos que predominam na região são associações de areias quartzosas com Latossolos amarelos (SALES, 2003).

Figura 6 - Vista a partir de montante de uma das barragens de sedimentação do NUPERADE

Fonte: Autor (2018).

Historicamente, a área que compreende o NUPERADE, assim como parte do núcleo de desertificação de Gilbués, sofreu intensa atividade antrópica, principalmente devido à pecuária extensiva e à agricultura intensiva, sem a utilização de técnicas conservacionistas, fatos responsáveis por agravar os processos de degradação observados recentemente em toda a área. Na região, são encontradas inúmeras mineradoras de diamantes, porém, embora bastante nociva ao ambiente, essa prática afeta áreas pontuais; por conseguinte, não se pode afirmar concretamente que a mineração é a responsável pelos processos de degradação da terra, ainda que contribua vertiginosamente.

A expressão desses processos pode ser observada na Figura 7, na qual se observa o intenso processo erosivo que causa grandes perdas de solo e assoreamento de reservatórios. Na Figura 8, nota-se o interior de uma voçoroca, tipo de erosão é bastante comum na região. Verifica-se a exposição de raízes às bordas de uma das voçorocas, evidenciando a constante e

crescente perda de solo, circunstâncias que justificam a necessidade de entender e remediar esses processos, evitando assim maiores danos ambientais.

Figura 7 - Área de estudo, localizada dentro do NUPERADE; detalhe do intenso processo erosivo em toda a extensão do núcleo

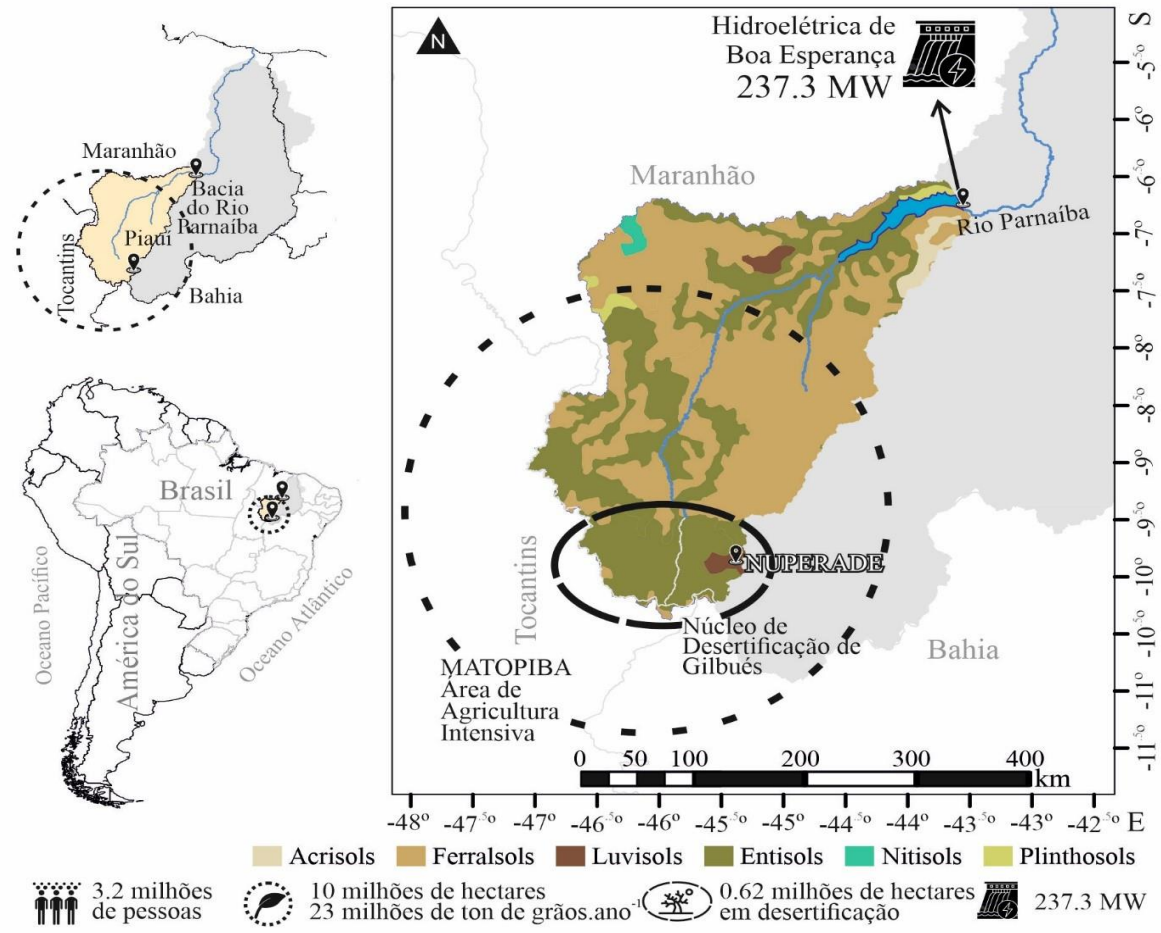
Fonte: Autor (2018).

Figura 8 - Voçoroca encontrada dentro do núcleo de desertificação de Gilbués; detalhe da evolução da perda de solo causando exposição das raízes

Fonte: Autor (2018).

O presente estudo foi desenvolvido em uma microbacia experimental inserida dentro do NUPERADE localizado no município de Gilbués-PI, nas coordenadas geográficas 9º 52’ 28.842” S; 45º 20’ 47.017” e altitude média de 420 m (Figura 9). O NUPERADE dista 770 km da capital Teresina, 1300 km de Fortaleza e 160 km cidade de Bom Jesus do Piauí, onde se localiza um Campus da Universidade Federal do Piauí (UFPI). Esse Núcleo foi selecionado como área de estudo por apresentar características ambientais representativas de toda a região e possuir uma infraestrutura básica de apoio logístico. O NUPERADE iniciou suas atividades em 2007, com a construção das barragens de sedimentação. Oficialmente, foi inaugurado no dia 23 de março de 2014, sendo gerenciado por parceria entre órgãos federal, estadual e municipal.

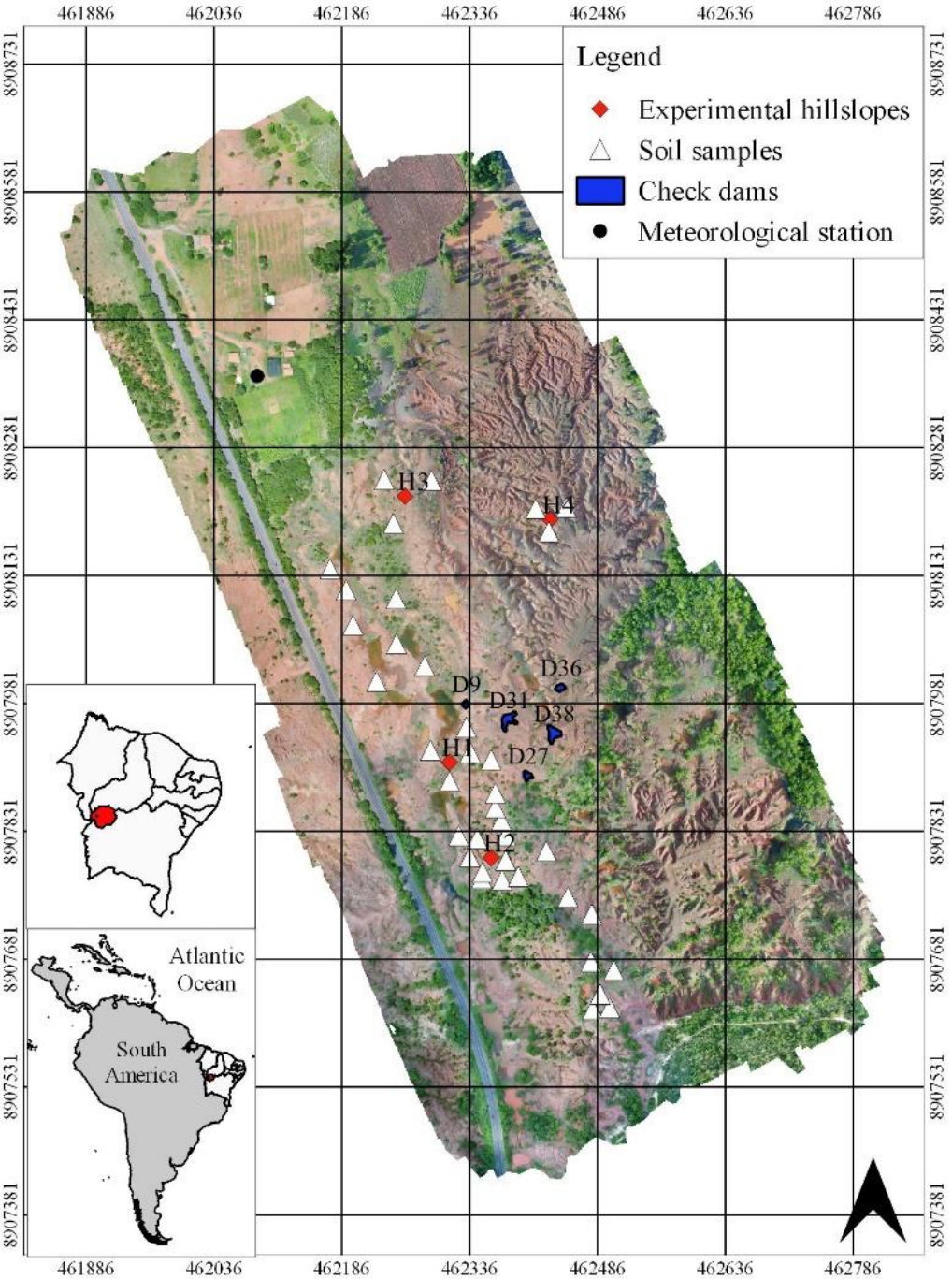
Figura 9 - Localização da bacia do Rio Parnaíba, da região de desertificação de Gilbués e do NUPERADE (Núcleo de Pesquisa em Degradação), onde a área experimental está inserida. O mapa também destaca a localização da área agrícola intensiva de MATOPIBA e a Usina Hidrelétrica Boa Esperança



Fonte: Autor (2019).

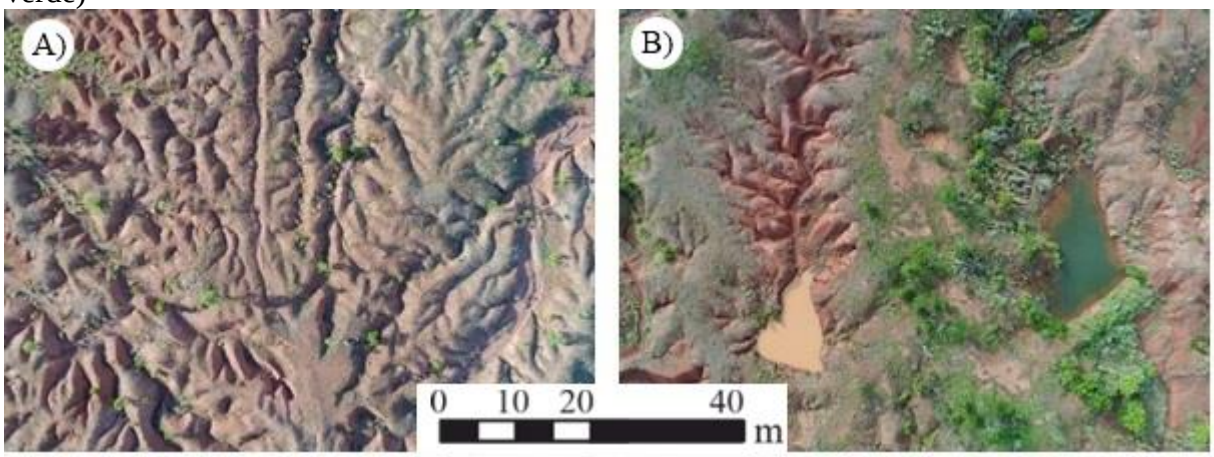
A topografia detalhada do NUPERADE, gerada no âmbito da presente pesquisa, deu origem a um modelo digital de elevação (MDE) e ortomosaicos mostrados na Figura e na Figura 11.

Figura 10 - Localização do local experimental, no NUPERADE - Núcleo de Pesquisa em Degradação de Terras, mostrando os locais das encostas experimentais, amostras de solo, barragens de sedimentos (*check dams*) e estação meteorológica (janeiro de 2018, Coordenadas UTM Datum Sirgas 2000)



Fonte: Autor (2019).

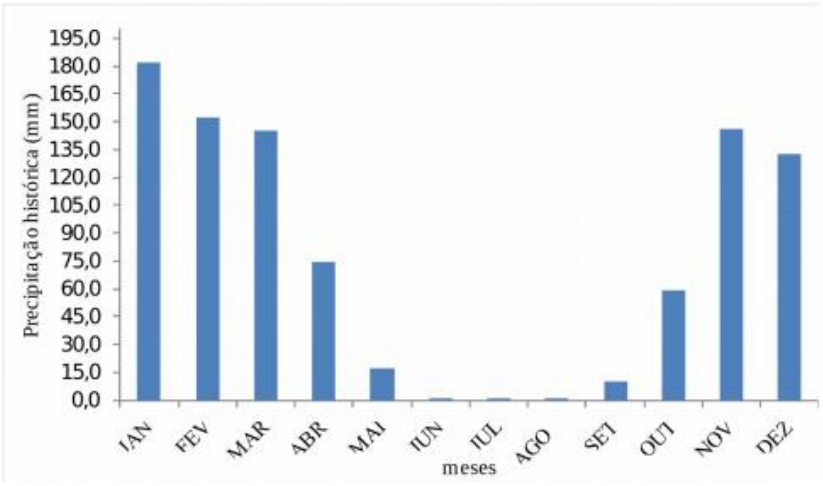
Figura 11 - Vista aérea (do VANT de 80 m de altura) do Sítio Experimental de Gilbués. (A) observa-se o padrão intensivo de formação de ravinas e o aspecto degradado da área, com vegetação muito escassa; (B) observam-se duas das barragens de represa e suas respectivas áreas de captação: a do lado esquerdo possui vegetação escassa e processos erosivos intensivos (água marrom), enquanto a do lado direito tem vegetação e processos erosivos leves (água verde)



Fonte: Autor (2019)

O clima predominante tem caráter transicional. O NUPERADE se insere na faixa de transição entre o semiárido a leste, e subsumido a oeste, caracterizando a dinâmica climática pela influência direta da massa equatorial atlântica e equatorial continental da massa tropical atlântica e da Zona de Convergência Intertropical (SALES, 2003). De acordo com o sistema de classificação de Köppen (1928), o município de Gilbués é do tipo Aw, tropical quente e úmido, com chuvas no verão e seca no inverno (MEDEIROS, 2013). O regime de precipitação começa com as chuvas de pré-estação, com início na segunda quinzena do mês de outubro e prolonga-se até o mês de março (97% do total precipitado), tendo como trimestre mais chuvoso os meses de dezembro, janeiro e fevereiro. Na Figura 12, verifica-se variabilidade temporal da precipitação histórica no município de Gilbués.

Figura 12 - Distribuição mensal da precipitação histórica no município de Gilbués



Fonte: Medeiros e Medeiros (2014).

A precipitação, a evapotranspiração potencial e a temperatura média anuais são, respectivamente, 1054 mm, 1850 mm e 25 °C (GOMES; JÚNIOR; MEDEIROS, 2005). As variações médias anuais de temperatura são 2,5 Cº, sendo o mês de setembro o mais quente (média de 26,3 Cº) e junho o mais ameno (média de 23,7 Cº).

Normalmente, as chuvas têm intensidade moderada (de tempo regular e por volta de cinco a oito horas de chuvas descontínuas diárias), seguidas de irregularidade devido às falhas dos sistemas meteorológicos atuantes. Salienta-se que a ocorrência de períodos de veranicos (ocorrências de vários dias consecutivos sem chuva durante o período chuvoso) no quadrimestre (novembro, dezembro, janeiro, fevereiro) é esperada. Sua magnitude é variada dependendo da época e dos fatores meteorológicos desativados. Tem-se registrado ocorrências com períodos de veranicos superiores a dezoito (18) dias mensais no intervalo de tempo ocorrido dentro do quadrimestre (MEDEIROS; MEDEIROS, 2014).

A drenagem da área está representada pelos altos cursos dos rios Parnaíba, Gurguéia e Uruçuí Preto, com regimes perenes e drenagem relativamente densa. Esta é responsável por grande parte da dinâmica erosiva da mancha de degradação. A geologia da região está assentada sobre terrenos paleozóicos da Bacia Sedimentar do Maranhão-Piauí e mesozóicos da Bacia do São Francisco. Localizada nas cabeceiras dos rios Gurguéia, Uruçuí - Vermelho e Parnaíba, destaca-se por apresentar litologias extremamente vulneráveis à erosão, representadas basicamente por siltitos, arenitos e conglomerados distintos pertencentes às formações Poti, Piauí, Areado e Urucuia (SALES, 2003).

Segundo classificação realizada, há ocorrência principalmente de cinco tipos de solos, a saber, LATOSSOLO AMARELO distrófico típico, CAMBISSOLO HÁPLICO Tb

distrófico típico, NEOSSOLO LITÓLICO eutrófico fragmentário, VERTISSOLO HÁPLICO órtico típico e ESPODOSSOLO FERI-HUMILÚVICO hiper espesso típico. Todavia, como a área sofreu intenso processo erosivo, necessita-se de mais estudos correlacionados para melhor definir qual dos solos predomina na região. Admite-se que o NEOSSOLO LITÓLICO eutrófico fragmentário é o que melhor representa toda a área de estudo. A descrição morfológica dos solos encontrados na região podem ser observada na Tabela 2:

Tabela 2 - Caracterização morfológica dos solos no NUPERADE

Horizonte	Profundidade	Cor Munsell		Estrutura	Consistência
		Seca	Úmida		
Perfil I – LATOSSOLO AMARELO distrófico típico					
A	0 – 20 cm	10 R 7/2	10 R 5/3	Fraca, média, blocos subangulares	Muito friável, não plástico e lig. pegajoso
AB	20 – 15 cm	10 R 8/3	10 R 8/3	Fraca, média, blocos subangulares	Muito friável, não plástico e lig. pegajoso
BA	35 – 57 cm	10 R 8/2	10 R 7/3	Fraca, média, blocos subangulares	Muito friável, lig. plástico e não pegajoso
BW1	57 – 105	10 R 8/3	10 R 7/4	Moderada, grande/ muito grande, blocos subangulares	Muito friável, lig. plástico e não pegajoso
BW1	105 cm +	10 R 8/4	10 R 7/6	Moderada, grande/ muito grande, blocos subangulares	Muito friável, lig. plástico e não pegajoso
Perfil II – CAMBISSOLO HÁPLICO tb distrófico típico					
A	0 - 20 cm	10 R 7/3	10 R 5/3	Moderada, média, blocos subangulares	Muito friável, lig. plástico e lig. pegajoso
Bi	20 - 70 cm	7,5 YR 8/3	7,5 YR 6/3	Forte, grande/muito grande, blocos subangulares	Friável, lig. plástico e lig. pegajoso
Cr	70 cm +				
Perfil III - NEOSSOLO LITÓLICO eutrófico fragmentário					
A	0 - 10 cm	2,5 YR 4/4	2,5 YR 3/4	Forte, grande/muito grande, blocos angulares	Muito firme, lig. plástico e lig. pegajoso
Cr	10 - 100 cm				
Perfil IV - VERTISSOLO HÁPLICO órtico típico					
A	0 - 15 cm	7,5 YR 3/3	7,5 YR 2,5/3	Forte, média, bloco angulares	Muito firme, lig. plástico e lig. pegajoso
BA	15 - 45 cm	2,5 YR 5/8	2,5 YR 4/8	Fraca, pequena, granular	Friável, lig plástico e lig. pegajoso
Bv1	45 - 61 cm	2,5 YR 6/6	2,5 YR 4/6	Forte, média, prismática	Firme, plástico e lig. pegajoso
Bv2	61 - 120 com +	7,5 YR 2,5/2	7,5 YR 2,5/2	Forte, grande/muito grande, prismática	Muito firme, lig. plástico e lig. pegajoso
Perfil V - ESPODOSSOLOS FERRIHUMILÚVICOS Hiperespessos típicos					

A1	0 - 22 cm	5 YR 5/6	5 YR 4/6	Forte, grande/muito grande, prismática	Extremamente firme, lig. plástico e lig. pegajoso
A2	22 - 76 cm	2,5 YR 4/6	10 YR 4/6	Forte, média, colunar	Muito firme, plástico e lig. pegajoso
Bh1	76 - 140 cm	2,5 YR 3/4	2,5 YR 2,5/3	Forte, pequena, prismática	Muito firme, lig. plástico e lig. pegajoso
Bh2	140 cm +	2,5 YR 3/3	2,5 YR 3/3	Forte, pequena, prismática	Muito firme, lig. plástico e lig. pegajoso

Fonte: Francisco Rodolfo Júnior, *Comunicação Pessoal* (2019).

A vegetação predominante é quase absoluta do domínio florístico da savana, também conhecido como domínio fitogeográfico do Cerrado. Conforme estudos realizados por Silva (2014) no município, foi elaborada a Tabela 3 que descreve de maneira simplificada os tipos de fitofisionomias:

Tabela 3 - Fitofisionomia das principais espécies na região de Gilbués-PI

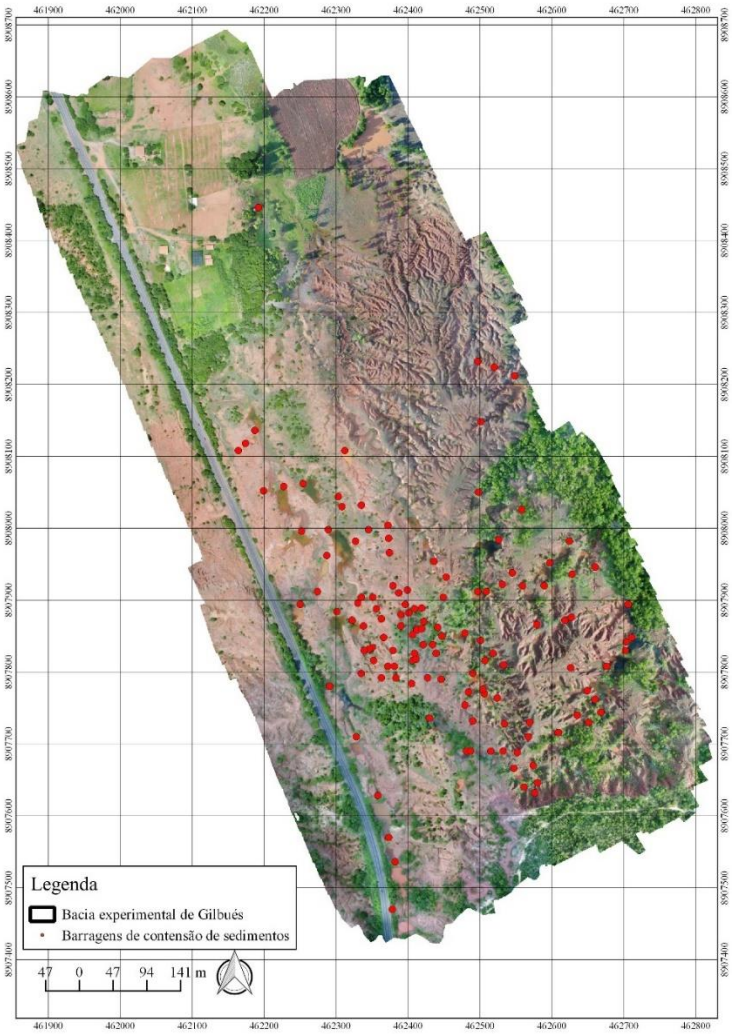
Fitofisionomia	Característica	Ambiente de ocorrência
Cerradão	Predomínio do porte arbóreo mais alto, com a copa das árvores se tocando, fisionomia típica de característica de áreas areníticas lixiviadas com solos profundos em clima tropical	Fitofisionomia desenvolvida em áreas topograficamente mais elevadas, vegetação assentada, sobretudo nos chapadões da poção norte de Gilbués
Campo Sujo	Domínio de gramíneas com presença de arbustos e árvores anãs	Ocorre em relevos planos e levemente ondulados situados na porção centro-sul de Gilbués, são denominadas também de Malhadas, localizam-se nas áreas de solos mais degradados
Stricto Sensu	Cobertura vegetal constituída por gramínea intercalada por arbustos tortuosos, bastante espaçados entre si, sobre denso tapete de vegetação rasteira	Ocupam áreas topograficamente mais elevadas geograficamente situadas na porção noroeste e no Norte de Gilbués
Mata Galeria	Corresponde à vegetação desenvolvida em áreas de influência direta da umidade proporcionada por fontes, rios, represas e outros corpos d'água	Sua ocorrência nas encostas dos vales, devido à maior fertilidade dos solos que nos topos planos, são fito-fisionomias que protegem os cursos dos rios Uruçuí-Preto (norte) e Gurguéia (sudeste)
Campo Cerrado	Cobertura arbórea soja bem menos, com árvores pequenas bastante esparsas sobre um tapete gramíneo-lenhoso	Dominam parte da poção sudeste de Gilbués, caracterizadas também de campestres onde pratica atividades agropastoris tradicionais

Veredas	São marcantes a presença de palmeiras como buriti e babaçu ladeados por campos graminosos úmidos	Frequentes nos fundos de vales, geralmente em cabeceiras de drenagem, onde o chão é permanentemente brejoso; ocorre principalmente na porção oeste e pequenas manchas ao Sul de Gilbués

Fonte: Silva (2014).

Das 137 micro barragens de contenção de sedimentos (*check dams*) construídas no NUPERADE, foram selecionadas 52 para compor o presente estudo. Nesse sentido, todas foram georreferenciadas, identificadas e numeradas com as marcações no coroamento de cada barragem, conforme mostram as Figura 13 e Figura .

Figura 13 - Identificação das barragens de contenção de sedimentos na área experimental de Nuperade, Gilbués



Fonte: Autor (2018).

Figura 14 - Detalhe da identificação e numeração das barragens de sedimentação

Fonte: Autor (2018).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Medição de erosão na escala de encosta

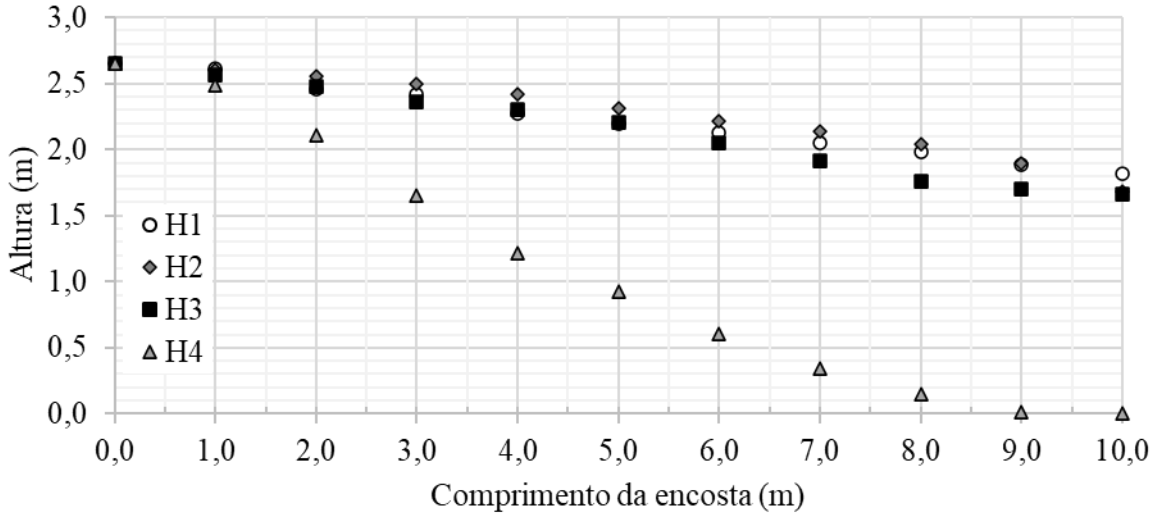
A área do NUPERADE encontra-se na parte alta da bacia do Rio Parnaíba com alta declividade e processo de degradação intenso. Nessas áreas, encontram-se inúmeras encostas de menor extensão. Para Guerra (2005), não há regras específicas quanto às dimensões de cada parcela de uma estação experimental de monitoramento de erosão laminar. Porém, Morgan (2005) aponta que as parcelas devem ter no mínimo dez metros de comprimento e um metro de largura. Nesse sentido, o comprimento das encostas experimentais foi limitado pela extensão da encosta existente no NUPERADE desde que não inferior a dez metros. Dessa forma, foi possível mensurar as perdas de solo para o ano hidrológico, quando este promove escoamento superficial. Na Figura 9, observam-se as áreas onde foram instalados os pinos de erosão no dia 10 de janeiro de 2018; na Figura 15, o detalhe de uma das áreas, a instalação e os pinos instalados.

Figura 15 - Vista geral de áreas com os pinos de erosão instalados com detalhes de espaçamento e profundidade de 0,15 m

Fonte: Autor (2018).

A quantificação da erosão laminar nas encostas da área de estudo foi realizada por meio da metodologia proposta por Schumm (1956). Foram selecionadas quatro áreas com características geográficas e ambientais semelhantes, apresentando declividades de 8,4; 9,7; 9,9 e 26,5 % (Figura). Nessas áreas, foram instaladas malhas de pinos para medição do deslocamento das massas de solo e avaliação da evolução da erosão em parcelas experimentais:

Figura 16 - Perfil longitudinal das quatro encostas monitoradas (H1 - H4) usando pinos de erosão na área experimental do NUPERADE, Gilbués



Fonte: Autor (2019).

Os pinos utilizados na área são de alumínio a fim de diminuir os efeitos das intempéries (ferrugem) com dimensões de 0,30 m x 0,19 m x 0,005 m apresentando marcações a 0,15 m, metade do pino exposto e a outra metade inserida no solo (Figura 17). Manualmente, foram inseridos 44 pinos na superfície do solo por parcela, com espaçamento retangular de 1,0 m, cobrindo uma área de 30 m² (3,0 m x 10,0 m). As quatro encostas experimentais estão inseridas no NUPERADE, com características de solo e vegetação semelhantes.

Figura 17 - Pino instalado no solo com detalhe de sua numeração e metodologia de medição

Fonte: Autor (2019).

Coleta de dados e monitoramento da área de encosta experimental

Os pinos de erosão nas encostas experimentais foram instalados no dia 10 de janeiro de 2018, entretanto, as avaliações dos pinos foram realizadas no período de março de 2018 a julho de 2019, totalizando nove coletas. Para garantir medições criteriosas, utilizou-se durante todas as coletas, o mesmo medidor manual com precisão milimétrica. O deslocamento de solo nas áreas experimentais foi avaliado ao longo do período de monitoramento, todavia, a produção total de sedimentos por erosão laminar foi considerada como a diferença na altura dos pinos entre a primeira e a última medição. O valor absoluto considerado foi simplesmente a extensão da alteração da altura do pino ou a diferença de zero, e indica a magnitude da erosão e da deposição ao longo do período de medição, conforme Kearney *et al.* (2018).

A cada leitura, todos os pinos foram inspecionados com a finalidade de buscar danos ou distúrbios, e os que permaneceram inalterados durante todo o período do estudo foram usados no cálculo final. Os dados foram analisados e consistidos de acordo com a dinâmica de monitoramento de campo, evitando-se dados discrepantes. Além disso, este método representa o volume de solo que fora mobilizado, contudo, para obtenção da produção de sedimentos, é necessária análise de densidade do solo.

Cálculo da erosão nas encostas experimentais

A densidade do solo seco varia de acordo com a sua textura. Por isso, foram realizadas coletas de amostras de solo com estrutura indeformada a uma profundidade de 0,05 m com auxílio de amostrador do tipo *Uhland* em cilindros de aço (Figura), ao longo da encosta da respectiva encosta experimental.

Figura 18 - Amostra de solo com estrutura indeformada na profundidade de 0,05 m com auxílio de amostrador do tipo Uhland

Fonte: Autor (2018).

A partir da obtenção de dados de densidade do solo, procedeu-se o cálculo da massa específica aparente seca (densidade do solo) seguindo metodologia proposta por Donagemma, Fontana e Teixeira (2017). A massa de solo foi calculada segundo a Equação 1, em que se multiplica o valor da produção de sedimentos (volume de solo) pela densidade do solo:

$$Ɛ = \rho s \, . \Delta V \qquad 1$$

Na Equação 1, Ɛ- é a massa de solo erodida ($Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$); ρs é a massa específica seca do solo ($Mg.m^{-3}$); e ΔV é o volume erodido ($m^3.ha^{-1}.ano^{-1}$).

Dinâmica da movimentação de solo nas encostas experimentais

Para monitoramento da distribuição espaço-temporal da produção de sedimentos nas encontras experimentais foram processados e analisados dados das nove campanhas de coleta para as quatro encostas experimentais de erosão. Com os dados das leituras nas marcações dos pinos e com o auxílio do software *Surfer* (GOLDEN, 2018) foram elaborados mapas de dinâmica da movimentação do solo e alteração do relevo por meio de interpolação por *krigagem* (TIBEBE; BEWKET, 2011).

4.2 Parametrização da USLE e índice de cobertura vegetal (C)

Com os dados de erosão laminar provenientes das encostas experimentais foi realizada a calibração do parâmetro de cobertura vegetal (C) da Equação Universal de Perda de Solo (USLE; WISCHMEIER; SMITH, 1978), conforme Equação 2:

$$Ɛ = R.K.LS.C.P \quad (2)$$

Segundo a Equação 2, Ɛ é a perda de solo por erosão na bacia ($Mg.ha^{-1}$ por unidade de tempo); R é a erosividade da chuva ($MJ.mm.h^{-1}.ha^{-1}$ por unidade de tempo); K é a erodibilidade do solo ($Mg.MJ^{-1}.mm^{-1}.h$); LS é o fator topográfico (adimensional); C é o fator de cobertura vegetal (adimensional); e P é o fator de práticas de conservação (adimensional).

R - Erosividade da chuva

O fator “R” foi calculado por meio de informações climáticas e meteorológicas provenientes de uma Plataforma de Coleta de Dados (PCD) (Figura 19), instalada na área experimental junto com um pluviômetro tipo báscula, que foi programado para armazenar dados a cada cinco minutos, e um pluviômetro *Ville de Paris.* Os dados foram coletados e armazenados em um *Datalogger* alimentado por uma bateria recarregada por placa solar.

Figura 19 - Estação meteorológica instalada na área de estudo no NUPERADE

Fonte: Autor (2018).

Com os dados de precipitação, foram calculadas as intensidades (I) de cada evento, em mm h^{-1}, além da máxima intensidade em trinta minutos, I_{30} em mm h^{-1}. A energia cinética (EC) associada à chuva (Equação 3), em MJ ha^{-1} mm^{-1}, foi obtida pela equação proposta por Wischmeier e Smith (1978), modificada por Foster *et al*. (1981) e sugerida por Medeiros e Araújo (2014).

$$ec = 0{,}119 + 0{,}0873 \,.\, \text{Log I} \qquad 3$$

Na Equação 3, Ec é a energia cinética específica da chuva (MJ.ha^{-1}) e I é a Intensidade da chuva (mm. h^{-1}).

Admitiu-se que um evento é caracterizado por aquele episódio de chuva com precipitação maior ou igual a 10 mm (chuvas inferiores a 10 mm no semiárido do Brasil podem ser consideradas desprezíveis na geração de escoamento e, portanto, na geração de erosão) seguido e antecedido por um intervalo de seis horas com precipitações inferiores a 1 mm (DE FIGUEIREDO, 2018; DE FIGUEIREDO *et al*., 2016).

Os valores calculados por meio da Equação 4 foram utilizados para o cálculo do índice de erosividade EI_{30}, obtido a partir da multiplicação da energia cinética total (ec) de uma chuva erosiva pela máxima intensidade ocorrida em um período de 30 minutos consecutivos (I_{30} máximo) (Equação 4 e Equação 5). O índice de erosividade das chuvas EI_{30} é o produto da energia cinética do evento de chuva pela intensidade máxima de 30 min (I_{30} em mm h^{-1}) durante o respectivo evento.

$$EI30 = ec\,.\,PLU.\,I_{30} \qquad 4$$

Conforme a Equação 4, EI_{30} é a erosividade de um evento ($MJ.ha^{-1}.mm.h^{-1}$); ec é a energia específica; e PLU é a altura total de precipitação (mm).

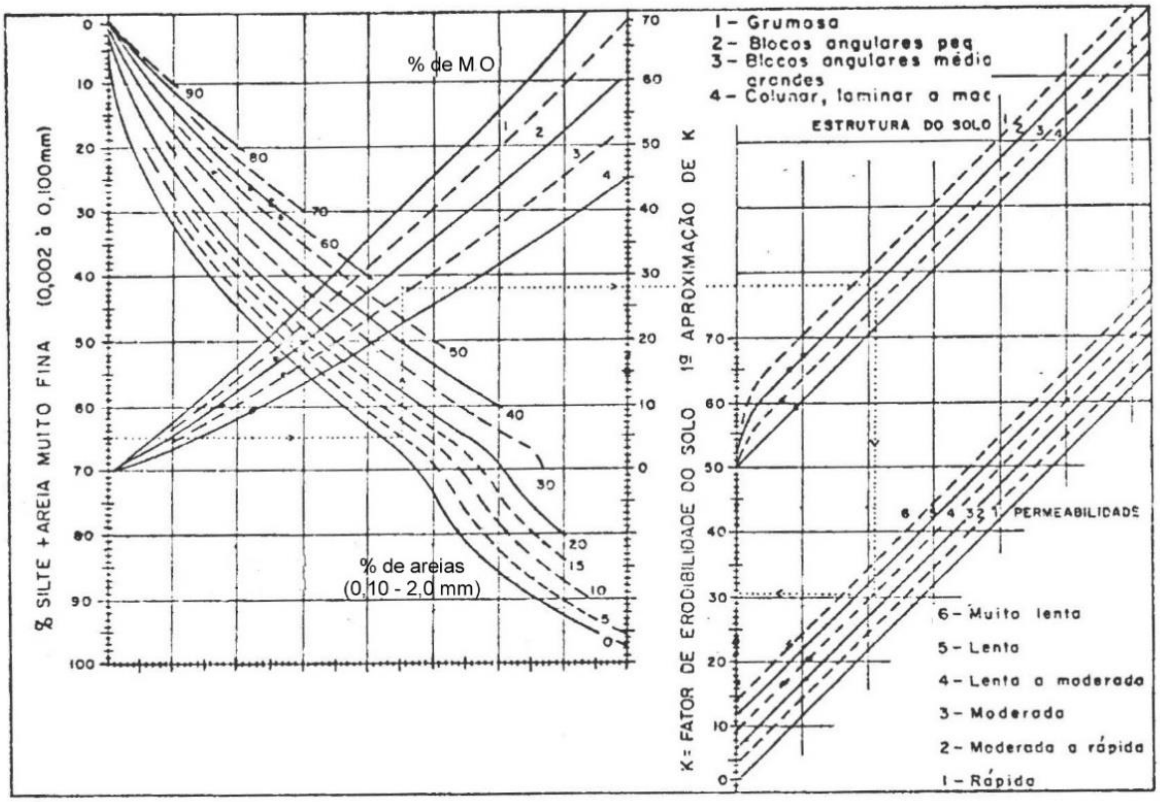
$$R = \Sigma EI_{30} \qquad 5$$

R - Erosividade total ($MJ.ha^{-1}.mm.h^{-1}$ por unidade de tempo).

K - Erodibilidade do solo

O fator K foi calculado a partir da utilização de dados de granulometria por peneiramento e por sedimentação, permeabilidade à água e quantificação do teor de matéria orgânica, obtido de amostras de solo coletadas em cada parcela, usando como base o nomograma de Wischmeier (WISCHMEIER; JOHNSON; CROSS, 1971), conforme mostra a Figura 20.

Figura 20 - Nomograma para cálculo da erodibilidade do solo



Fonte: Wischmeier, Johnson e Cross (1971).

Para obtenção da erodibilidade do solo (K) foram realizadas coletas de amostras de solo em 40 pontos distribuídos na bacia, sendo doze amostras retiradas nas encostas experimentais de erosão avaliadas na camada de 0,05 m com auxílio de um trado manual tipo holandês para estrutura deformada e amostrador do tipo *Uhland* em cilindros de aço para estrutura indeformada (Figura).

O ensaio para determinação da curva granulométrica dos solos foi realizado de acordo com os procedimentos recomendados pela norma NBR-7181. O procedimento é constituído de duas etapas, a saber: o peneiramento dos grãos com diâmetro equivalente maior que 0,075 mm; e a sedimentação das partículas menores que 2,0 mm. Nesta metodologia, a fase de sedimentação é realizada após a desfloculação química e mecânica das partículas. O teor de matéria orgânica foi determinado conforme a metodologia proposta pela NBR13600 de 1996, a qual prescreve o método para determinação do teor de matéria orgânica de solos por meio da queima em mufla, à temperatura de 440 ± 5 °C, do material previamente seco em estufa à 105°C. As condutividades hidráulicas do solo saturado foram realizadas com permeâmetro de

carga constante (Figura 21) e calculadas seguindo a metodologia proposta por Donagemma, Fontana e Teixeira (2017).

Figura 21 - Avaliação da condutividade hidráulica do solo saturada de carga constante, laboratorial de Mecânica de Solo do Instituto Federal do Ceará, 2019

Fonte: Autor (2019).

LS - Fator topográfico

O fator composto LS foi calculado por meio do levantamento altimétrico com o auxílio de um nível topográfico realizado em cada parcela de pinos de erosão (Figura 22), de modo a gerar curvas de nível a partir do comprimento do declive (1 m) e declividade de graus de cada parcela, usando como base equação proposta por Carvalho (1994), segundo Equação 6:

$$LS = 9.84.10^{-3}.\lambda^{0,63}.S_0^{1,18} \quad 6$$

Segundo a Equação 6, LS é o Fator topográfico (adimensional); LR é o Comprimento da rampa (m); e S_0 é a declividade (%).

Figura 22 - Levantamento altimétrico realizado com o auxílio de um nível topográfico nas encostas experimentais de erosão

Fonte: Autor (2018).

P – Fator de práticas de conservação

Para o fator P, foi atribuído o valor de "1", uma vez que nenhuma prática de conservação foi identificada na bacia em estudo, segundo inspeção *in loco* dos pesquisadores.

C - Fator de cobertura vegetal

O fator C (fator de cobertura vegetal) é a variável desconhecida que foi calculada com base nos dados de perda de solo medidos em campo, conforme metodologia dos pinos de erosão laminar nas encostas experimentais. Os dados foram coletados para estimar os demais parâmetros da equação universal de perda de solo. Para a estimativa do fator C, utilizou-se a Equação 7, de Wischmeier e Smith (1978).

$$C = \frac{\text{Ɛ}}{R.K.LS.P} \qquad 7$$

Conforme a Equação 7, C é o fator de cobertura vegetal (adimensional); Ɛ é aperda de solo na bacia ($Mg.ha^{-1}$ por unidade de tempo); R é o fator de erosividade da chuva ($MJ.mm.h^{-}$

^{1}.ha^{-1} por unidade de tempo); K é o fator de erodibilidade do solo (Mg.MJ^{-1}.mm^{-1}.h); LS é o fator topográfico (adimensional); e P é o fator de práticas de conservação (adimensional).

Figura 23 - Parcelas para avaliação da vegetação no NUPERADE, Gilbués, Piauí. Parcela 1 - solo exposto; Parcela 2 - Vegetação rasteira homogênea e contínua; Parcela 3 - Gramínea rala e Parcela 4 - Área com pequenas touceiras (2019)

Parcela 1

Parcela 2

Parcela 3

Parcela 4

Fonte: Autor (2018).

Representação da Vegetação como fator de cobertura do solo

Foram selecionadas quatro parcelas de 4 m² (2 m x 2 m) que representaram bem as características da vegetação da área de estudo, para realização da caracterização da vegetação. As características de cada área são: Parcela 1 - solo exposto; Parcela 2 - Vegetação rasteira homogênea e contínua; Parcela 3 - Gramínea rala e Parcela 4 - Área com pequenas touceiras

(Figura). Toda a vegetação no interior dessas parcelas foi selecionada e depois seca ao sol, pesada e medida.

4.3 Avaliação da produção de sedimentos em micro barragens (*check dams*)

O NUPERADE contém mais de uma centena de barragens de retenção de sedimentos (*check dams*). Entretanto, a situação de manutenção atual das barragens indica erros de dimensionamento em boa parte destes barramentos. Para o cálculo do volume assoreado nas barragens do NUPERADE foram escolhidas barragens que não sofreram processo de vertimento e que caracterizavam erosão do tipo laminar. Ao todo, foram identificadas cinco barragens de sedimentação (Figura) que não verteram (não sangraram) e em que se observaram erosão laminar. Nesse sentido, e para essa situação, considera-se que a erosão total equivale à erosão laminar. As *check dams* selecionadas foram CD9, CD27, CD31, CD36 e CD38. A partir da escolha das barragens, realizaram-se duas campanhas para levantamento topográfico dessas barragens. A primeira foi realizada em julho de 2018 e é considerada um marco de referência para a caracterização topográfica da microbacia hidráulica antes do momento de escoamento superficial do ano hidrológico. A segunda campanha de levantamento foi realizada para avaliar o escoamento e a erosão laminar ao final do ano hidrológico (julho) de 2019.

Levantamento topográfico com alta resolução espacial com uso de VANT

A topografia das barragens foi realizada por levantamentos topográficos a partir do uso de Veículo Aéreo Não Tripulado (VANT), gerando imagens de alta resolução convertidas em modelos digitais de elevação (MDE) durante épocas distintas, julho de 2018 e julho de 2019.

Para a aquisição das imagens de alta resolução operou-se um VANT modelo DJI Phantom 4 Pro. O sensor acoplado ao VANT para captar as imagens foi uma câmera de 20 megapixels com três canais no espectro visível (vermelho-R, verde-G e azul-B), configurada a uma distância focal de 20 mm. Os voos foram realizados a 80 m de altura, em linhas com sobreposição frontal e lateral de 75%. O aplicativo em Smarthphone para planejamento de voo e aquisição das imagens foi o Drone Deploy®, que permite a parametrização do plano de voo em função da resolução desejada para as imagens originais: sobreposição das imagens, linhas de voo e resolução resultante (BORGES *et al*., 2017).

Para a área de aproximadamente 25 ha, foram obtidas imagens digitais com a resolução espacial de 0,02 metros/pixel. Os parâmetros de configuração do VANT, junto com as características de seu sensor, podem ser observados na Tabela .

Tabela 4 - Especificações técnicas do veículo aéreo não tripulado (VANT)

Característica	Dado
Modelo	Phanton 4 PRO
Sensor	1 " CMOS Pixels efetivos: 20M
Lente	FOV 84 ° 8,8 mm / 24 mm f / 2.8 - f / 11 foco automático a 1 m - ∞
Tamanho da imagem	Proporção 3: 2: 5472 × 3648 Proporção de 4: 3: 4864 × 3648 Proporção 16: 9: 5472 × 3078
Velocidade de Voo	1,5 m/s
Altura de voo	80 m
Resolução	2,0 cm / Pixel
Sobreposição Horizontal	75%
Sobreposição Vertical	75%

Fonte: Autor (2018).

Apesar de o modelo de VANT utilizado já possuir um GPS integrado, de modo a gerar, assim, imagens georreferenciadas com precisão de aproximadamente 10 m, utilizou-se o GPS Diferencial para melhorar a precisão do posicionamento dos pontos observados. Foram instalados na área 15 pontos de controle com GPS de precisão, conforme Tabela 5 e Figura 24, aumentando, dessa maneira, a precisão do posicionamento para um erro de deslocamento de até 0,005 m.

Tabela 5 - Coordenadas UTM (m) dos pontos de controle coletados, receptor GNSS geodésico. SIRGAS 2000, Zona 23 Sul

Ponto	Longitude (W)	Latitude (S)	Altitude (m)
I	462086.56	8908368.74	409.170
II	462490.25	8908231.53	414.153
III	462516.17	8908165.86	417.586
IV	462520.42	8908096.89	418.368
V	462495.53	8908008.63	421.821
VI	462359.19	8907802.71	427.752
VII	462308.71	8907914.88	418.061
VIII	462276.69	8908009.70	416.840
IX	462437.84	8908046.52	421.369
X	462369.75	8908118.54	415.104
XI	462431.72	8908198.50	416.355
XII	462335.14	8908251.85	407.650
XIII	462213.07	8908124.14	410.272
XIV	462205.73	8908191.16	410.075
XV	462171.13	8908218.24	408.710

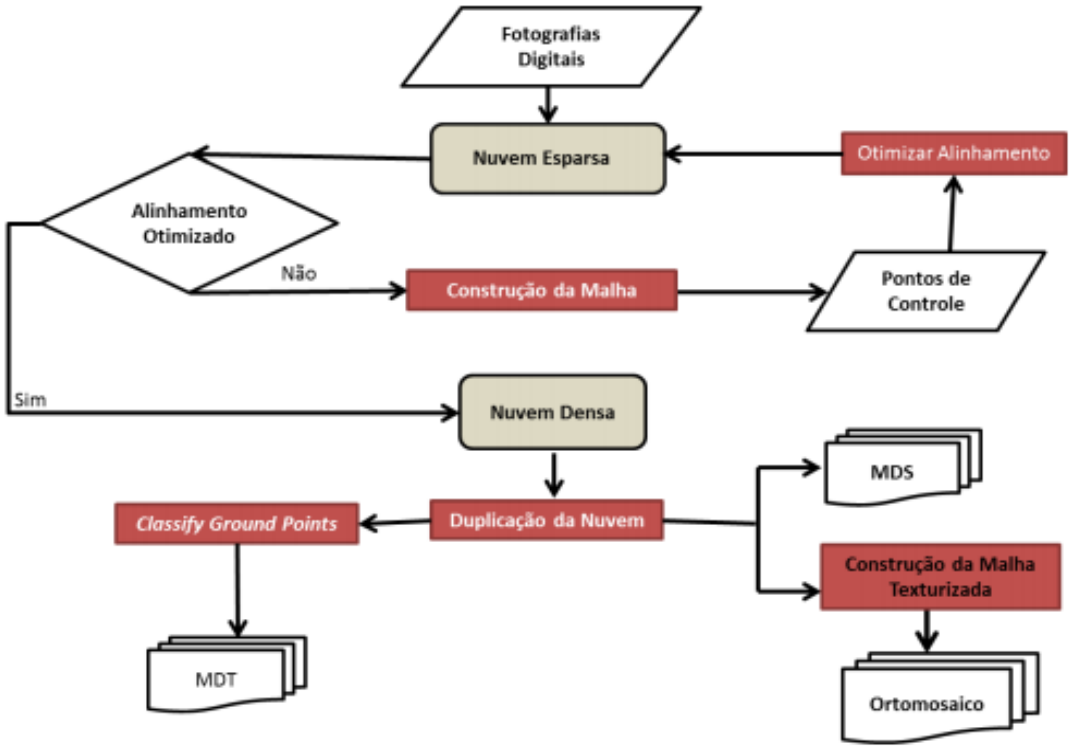
Fonte: Autor (2018).

Figura 24 - Veículo aéreo não tripulado utilizado na pesquisa dentro do NUPERADE e pontos de controle adicionados in loco para auxiliar nos levantamentos topográficos, 2018 e 2019

Fonte: Autor (2018).

Para processamento das imagens do VANT, foi utilizado o software Agisoft Photo Scan Pro (LLC, 2018). Na **Erro! Fonte de referência não encontrada.** 25, é possível verificar o fluxograma que integra os dados obtidos de pontos de controle de imagens para gerar modelos ajustados de terreno (MDE), superfície e o ortomosaico.

Figura 25 - Fluxograma com etapas de processamento no Agisoft



Fonte: Barreto (2016).

Por meio do MDE gerado a partir das imagens provenientes do VANT, foi possível delimitar a bacia hidrográfica da área de estudo, sobretudo os seus parâmetros e curvas de nível com auxílio do software QGIS (SHERMAN *et al*., 2018). Foram também criados mapas temáticos com os dados processados das imagens junto com os dados de campo.

O cálculo do volume de sedimentos acumulados nas barragens no decorrer do tempo foi realizado com o auxílio do software Agisoft Photo Scan Pro (LLC, 2018), e teve como base de dados dois MDE provenientes de voos entre os meses de julho de 2018 e julho de 2019. Utilizando-se de álgebra de mapas, identificou-se a partir da diferença entre os dois MDE (julho/2019 e julho/2018), o volume assoreamento no referido ano hidrológico da pesquisa.

Cálculo da massa assoreada nas barragens de retenção de sedimentos

Para cálculo da massa assoreada nas barragens de sedimentação, foram realizadas coletas de amostras de solo com estrutura indeformada a uma profundidade de 0,05 m a partir

do auxílio de amostrador do tipo Uhland em cilindros de aço com cinco pontos de coleta para cada MBCS, totalizando um número amostral de 25 (Figura).

Figura 26 - Local de coleta de amostras de sedimentos a montante das barragens e detalhe do sedimento aportado

Fonte: Autor (2019).

A massa assoreada foi obtida por meio do produto entre a massa específica aparente seca e o volume assoreado obtido a partir do levantamento topográfico de alta resolução espacial proveniente do VANT.

O levantamento topográfico do assoreamento nas barragens foi realizado por meio dos MDE provenientes dos voos com o VANT entre os anos de 2018 e 2019. A partir de técnicas de geoprocessamento, foram geradas curvas de nível para as duas épocas, que permitiram calcular a diferença entre os níveis topográficos e o aporte de sedimentos, no referido período.

Cálculo da erosão por meio da USLE / RUSLE

A partir do fator de cobertura vegetal (fator C) da USLE, foram obtidos, em campo pelo método dos pinos nas parcelas experimentais de erosão, valores estimados de perda de solo para as cinco barragens de sedimentação com base em medidas dos seus respectivos barramentos (CD9, CD27, CD31, CD36 e CD38). Os valores de erosividade da chuva (R), erodibilidade do solo (K) e práticas conservacionistas (P) foram os mesmos utilizados para obtenção do fator de cobertura vegetal (C). Os fatores relacionados à declividade e

comprimento de rampa (LS) foram medidos em cada uma das microbacias avaliadas com uso de ferramentas de geoprocessamento a partir do MDE gerado com auxílio do VANT.

Os valores de declividade e acúmulo de sedimentos a montante das barragens foram comparados com os dados obtidos pela USLE calculada nas bacias selecionadas, utilizando-se o fator de cobertura vegetal estimado pelos pinos de erosão.

4.4 Avaliação da razão de aporte de sedimentos (SDR)

A razão de aporte de sedimento (SDR) foi obtida como a taxa de transferência de sedimentos que passa pelo exutório, usando algumas características da bacia, tais como a distância que percorre o fluxo entre a área fonte e a saída da bacia; a forma da encosta; e a fração da cobertura vegetal no caminho percorrido pelo fluxo entre a área fonte, à saída e a textura do material (Equações 8 e 9).

$$SDR = \frac{PS}{\varepsilon} \quad (8)$$

$$PS = \frac{\Delta V . \rho}{\eta} \quad (9)$$

Conforme as Equações 8 e 9, SDR é a razão de aporte de sedimentos (adimensional); PS é a produção de sedimentos ($Mg.ha^{-1}$ por unidade de tempo); e ε é a erosão bruta calculada pela USLE – Equação Universal de Perda de Solos ($Mg.ha^{-1}$ por unidade de tempo). No âmbito da presente pesquisa, o fator C foi obtido por meio de medições usando pinos em quatro parcelas experimentais; ΔV significa a redução de volume de acumulação das barragens, causada pelo assoreamento (m^3 por unidade de tempo). Nesta pesquisa, ΔV foi calculada a partir de VANT; ρ - massa específica aparente seca do sedimento depositado ($Mg.m^{-3}$). Observe que $\Delta V . \rho$ representa a massa de sedimentos assoreada no intervalo de tempo da análise; e η - eficiência de retenção dos sedimentos.

Por meio de técnicas de geoprocessamento tendo como base o MDE gerado a partir dos voos com o VANT, foi calculado o fator declividade e comprimento de rampa (Fator LS) para as barragens CD9, CD27, CD31, CD36 e CD38, de acordo com e Equação 6. Além disso, foram avaliados modelos de estimativa do SDR (Tabela) e comparados com os dados medidos

em campo. Foram utilizados três modelos de estimativa do SDR: Maner (1938) (Equação 10), Roehl (1962) (Equação 11) e Williams e Berndt (1972) (Equação 12).

Tabela 6 - Modelos de estimativa de SDR investigados no âmbito da presente pesquisa

Autor (ano)	Equação	Descrição das variáveis
Maner (1958)	$LogSDR = 2{,}96 + 0{,}869 \log R - 0854\ LogL$ (Equação 10)	R - Diferença de altura entre o ponto mais alto e o exutório (m) L - Comprimento da Bacia (m)
Roehl (1962)	$LogSDR = 4{,}5 - 0{,}23 \log A - 0{,}51\ colog\left(\frac{R}{L}\right) - 2{,}79 \log Rb$ (Equação 11)	A - Área da bacia (km²) R - Diferença de altura entre o ponto mais alto e o exutório (m) L - Comprimento da bacia (m) Rb - Relação de bifurcação de Horton
Williams e Berndt (1972)	$SDR = 0{,}627\ D^{0{,}403}$ (Equação 12)	D - Declividade do canal principal (%)

Fonte: elaboração do autor.

Com isso, foram calculados e comparados dados de SDR com dados *in situ* e equações conhecidas da literatura, sendo possível, dessa forma, definir qual equação melhor se ajusta para regiões em processo de desertificação.

4.5 Análise estatística

A estatística descritiva (média, mediana e desvio padrão) foi utilizada para análise das medições relacionadas e erosão e transporte de sedimentos. Para avaliar o desempenho dos modelos de SDR, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis de análise de variância unidirecional no ranking (Arsenault et al. 2015) com nível de significância de 0,05.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Quantificação da erosão na escala de encosta

A Tabela apresenta os resultados das medições das nove campanhas na escala da encosta em relação às quatro áreas monitoradas (H1 - H4), de março de 2018 a julho de 2019. Isso mostra que a erosão bruta nas encostas foi intensa no período (8 - 13 mm), independentemente do fato de a precipitação do período ter sido quase 30% abaixo do valor médio de longo prazo. Em média, a erosão foi de 10 mm em 16 meses (7,5 mm.ano-¹), o que corresponde a 130 Mg.ha-¹ em 16 meses (97 Mg.ha.ano^{-1}). Esses números revelam o grave estado de degradação da região de Gilbués.

Tabela 7 - Resultados das medições em escala de encostas no sítio Experimental de Gilbués (março de 2018 a julho de 2019), com base em nove campanhas nas quatro encostas experimentais (H1 - H4)

Parâmetros (unit)	**H_1**	**H_2**	**H_3**	**H_4**	**μ± σ**
Área (m²)	30	30	30	30	30
Inclinação do terreno S (%)	8.3	9.7	9.9	26.5	13.6 ± 8.6
Δh (mm) em 16 meses	7.8	8.4	11.0	12.8	10.0 ± 2.3
ΔV ($m^3.ha^{-1}$) em 16 meses	77.5	84.0	109.8	128.0	99.8 ± .23.4
ρ_d ($Mg.m^{-3}$) n = 40	1.295	1.295	1.295	1.295	1.295
Ɛ ($Mg.ha^{-1}$) em 16 meses	101.0	108.8	142.2	165.8	129.5± 30.1
Fator R ($MJ.ha^{-1}.mm.h^{-1}$) em 16 meses	3.575	3.575	3.575	3.575	3.575
Fator K ($Mg.MJ^{-1}.mm^{-1}.h$) n = 40	0.053	0.053	0.053	0.053	0.053
Fator LS (adimensional)	0.514	0.613	0.628	2.011	0.942 ± 0.715
Fator P (adimensional)	1	1	1	1	1
Fator C (adimensional)	1,04	0.93	1.19	0.44	0.90± 0.32

Δh- altura da erosão; ΔV- erosão volumétrica específica; ρd- densidade do solo seco; Ɛ - erosão bruta entre sulcos; R - fator de erosividade das chuvas; K - fator de erodibilidade do solo; LS - fator de gradiente do comprimento da inclinação; P - fator de prática de conservação; C - fator de cobertura vegetal; μ - média; σ - desvio padrão; n - tamanho da amostra.
Fonte: elaboração do autor.

De acordo com os resultados das medidas em escala de encosta (Tabela), a erosão está diminuindo a encosta de Gilbués a uma taxa de 10 mm em 16 meses (7,5 mm. ano^{-1} ou 97 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$) (Figura). Isso significa que há duas ordens de grandeza mais altas em comparação com que outras medições feitas nas terras secas brasileiras. Araújo *et al*. (2018) monitoraram uma encosta de 68 m² na Bacia Experimental do semiárido de Aiuaba-CE por quatro anos e concluíram que a erosão bruta era de 2,0 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$, o mesmo valor medido por dos Santos *et al*. (2017) em uma área montanhosa de 1,0 ha também no nordeste do Brasil.

Medeiros *et al*. (2014c) usaram Césio-137 para medir a erosão bruta a longo prazo em uma encosta preservada de 24 ha perto da bacia de Aiuaba e concluíram que era 1 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$. No sudeste do Brasil úmido, Mendes *et. al*. (2011) mediram as taxas de erosão em encostas experimentais montanhosas (88 m^2), cujos valores variam de 10 (pousio) a 30 (culturas anuais) $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$, muito menor que em Gilbués (97 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$), embora a inclinação da encosta tenha sido muito maior (65% contra 20% no último). Esses números mostram que, na escala da encosta, a erosão de Gilbués é até 100 vezes maior que o valor esperado, o que implica em quão intensamente o processo de desertificação ainda está evoluindo. Isso reforça a hipótese de que a cobertura do solo/vegetação e a própria estrutura do solo são mais importantes na estabilidade do sistema e contribuem menos com a erosão bruta quando comparadas aos fatores físicos do terreno, nesse caso, a topografia natural. Isso também é evidente quando comparamos a erosão de Gilbués (7,5 $mm.ano^{-1}$) com a taxa de perda de solo tolerável (SMITH, 1941; WISCHMEIER e SMITH, 1978) como a quantidade de solo que pode ser perdido sem deterioração da produtividade agrícola. De acordo com a literatura, o limite tolerável varia de 0,25 a 0,33 $mm.ano^{-1}$ (SMITH; WHITT, 1948) e 0,42-1,00 $mm.ano^{-1}$ nos EUA (JOHNSON, 1987); 0,42 - 1,04 $mm.ano^{-1}$ (MANDAL *et al*., 2006) e 0,21 - 1,04 $mm.ano^{-1}$ na Índia (LAKARIA; BISWAS; MANDAL, 2008); e 0,17 - 1,00 $mm.ano^{-1}$ na China (LI *et al*., 2009). Para solos profundos, permeáveis e bem drenados, como em Gilbués, a taxa de erosão tolerável é de 1,0 $mm.ano^{-1}$ (FAO, 1965). A taxa de erosão de Gilbués é, portanto, 7 - 45 vezes superior aos valores de referência da tolerância à perda de solo.

Figura 27 - Pino para monitoramento de erosão nas encostas de Gilbués. Detalhe da marcação exposta ao solo, demonstrando erosão laminar

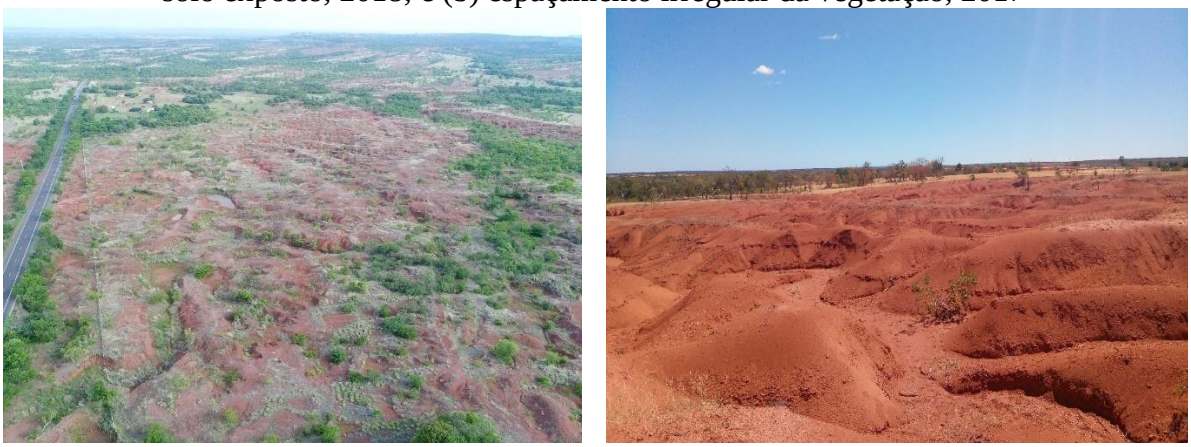
Fonte: Autor (2019).

Na Tabela , observa-se que o fator C, fator de cobertura vegetal em Gilbués varia de 0,44 a 1,19 nas quatro encostas monitoradas, com média de 0,90. A razão para a ampla faixa do fator de cobertura do solo (fator C) pode ser referente ao período de tempo de monitoramento relativamente curto, 16 meses entre 2018 e 2019, associado à incerteza intrínseca da USLE (Equação 2), que foi modelada para avaliar a erosão interssulcos para vários anos de monitoramento.

O valor médio do fator C, no entanto, é comparável a outros locais de vegetação degradada. Reining (1992), que estudou erosão na África Ocidental e na América do Sul, assumiu o valor do fator C igual a um (C = 1) para o solo exposto, enquanto os cultivos de mandioca (*Manihot esculenta*) e milho (*Zea mays*) não adensados ou esparsos apresentaram fator C igual a 0,80 e 0,90, respectivamente, o que corrobora com o fator C igual a 0,7 obtido por Bargiel, Herrmann e Jadczyszyn (2013). Schönbrodt *et al*. (2010) mediram um fator C máximo de 0,98 na bacia íngreme de Xiangxi, também colaborando para os resultados deste estudo.

Medidas de campo indicam que a vegetação de baixa densidade nas encostas presentes em Gilbués é principalmente herbácea, com áreas de gramíneas e pequenos arbustos, e altura média de vegetação de 0,27 m, massa específica seca de 0,02 $kg.m^{-2}$ e dois terços de solo descoberto (Figura 28a). No sudeste da Eslováquia, Lieskovský e Kenderessy (2012) estimaram o fator C para vinhedos com e sem cobertura vegetal entre as fileiras e obtiveram uma redução de 0,62 para 0,39, quando a vegetação é usada como cobertura do solo. O fator C (0,90) de Gilbués pode, portanto, ser explicado pelo porte das espécies vegetais e pela escassa cobertura do solo, constatando-se que a extensa área com solo exposto influencia no alto valor do fator C, de modo a apresentar maior influência que o porte da vegetação (CEBECAUER; HOFIERKA, 2008; SCHÖNBRODT *et al*., 2010; BAGARELLO *et al*., 2018).

Figura 28 - Imagem aéreas da área de estudo (NUPERADE, Gilbués, Piauí): (a) detalhe do solo exposto, 2018; e (b) espaçamento irregular da vegetação, 2017



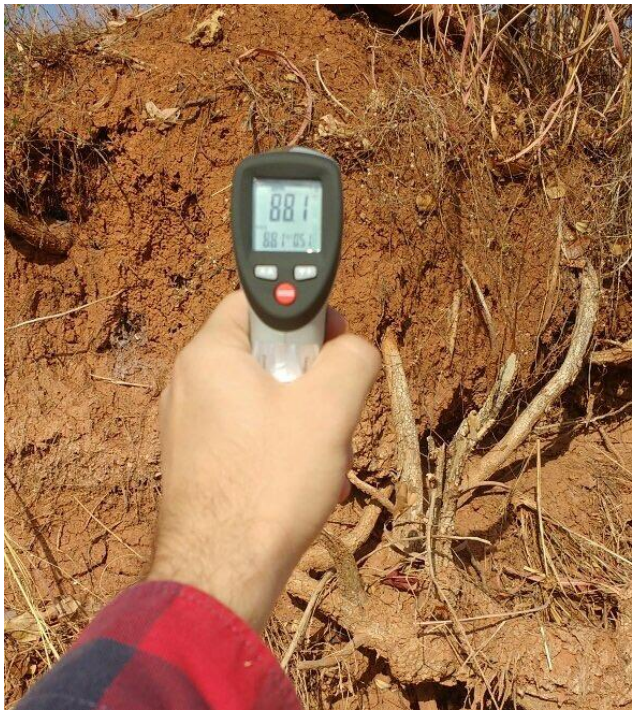
(a) (b)

Fonte: Autor (2018).

No presente estudo, a exposição intensiva da superfície do solo devido à baixa cobertura do solo parece influenciar o fator C em Gilbués mais do que o porte de sua vegetação (CEBECAUER; HOFIERKA, 2008; SCHÖNBRODT *et al*., 2010; BAGARELLO *et al*., 2018). Além disso, em Gilbués, a exposição do solo durante a estação seca facilita seu aquecimento, de modo que a temperatura do solo atinja valores de aproximadamente 88ºC (Figura 2916), o que dificulta a restauração vegetativa por pousio (ALMEIDA *et al*., 2017) e torna mais improvável a restauração, em contraste com a experiência espanhola relatada por Navarro-Hevia *et al*. (2014).

Esse registro de temperatura torna a restauração da vida na área de estudo quase inviável. Schönbrodt *et al*. (2010) evidenciam a alta variabilidade temporal do fator C na China assim como observado em Gilbués, em que se percebe uma mudança temporal considerável na cobertura vegetal do solo durante o ano. Na estação seca, a vegetação decídua mal cobre o solo, porém não aumenta efetivamente a erosão devido à erosividade insignificante das chuvas no período. Além disso, como há uma reduzida fração da vegetação remanescente do período chuvoso anterior às primeiras chuvas de maior intensidade e material prontamente disponível ainda não carreado, observam-se processos erosivos intensos no núcleo de desertificação de Gilbués-PI.

Figura 2916 - Medição da temperatura superficial do solo no Núcleo de Desertificação de Gilbués



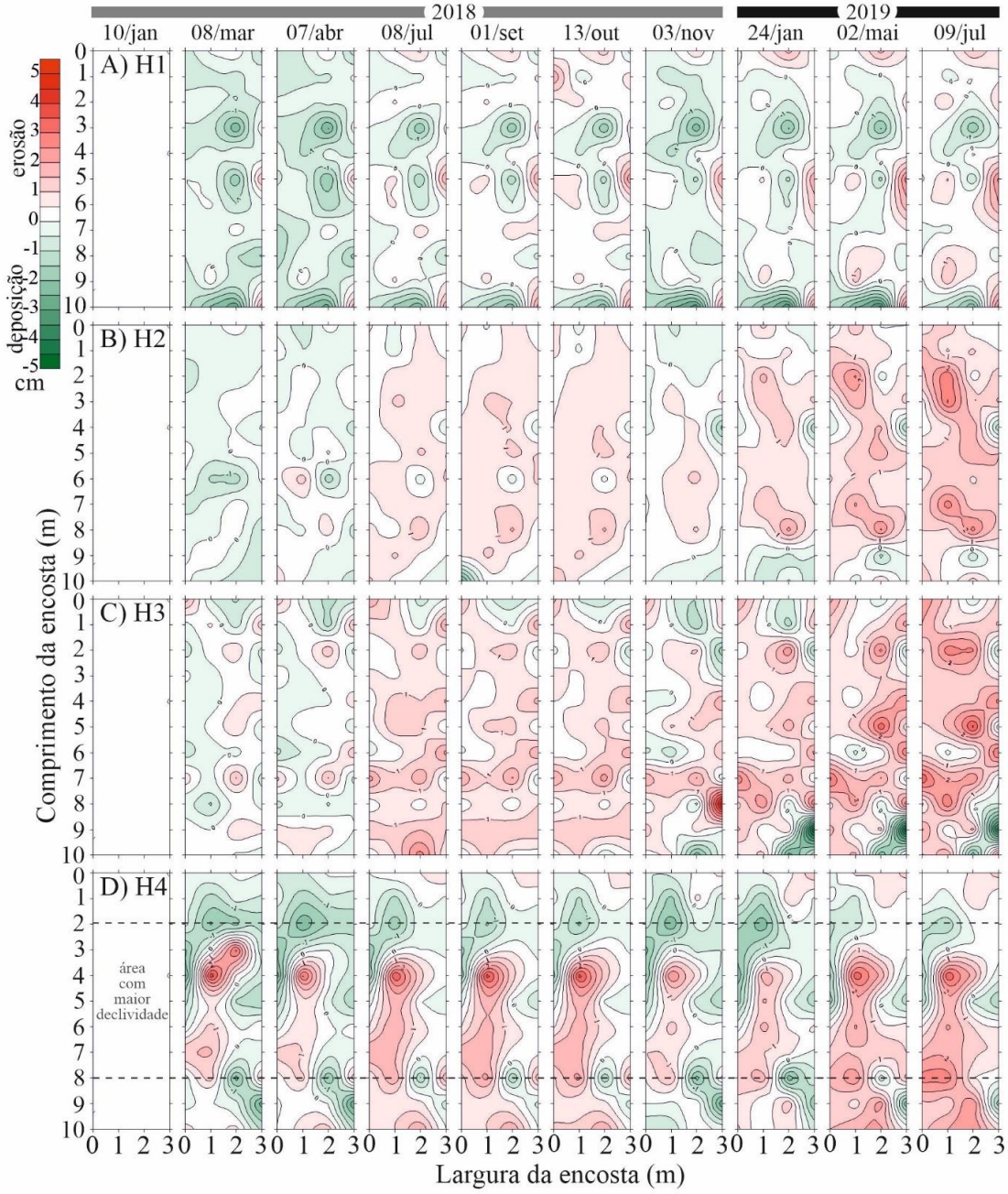
Fonte: Autor (2018).

Observa-se, na Figura 30, o mapeamento do padrão erosão - deposição nos quatro experimentos encostas nas nove campanhas de campo. Identifica-se erosão em todas as encostas, especialmente na segunda estação chuvosa (novembro de 2018 a abril de 2019), que correspondeu a 70% da precipitação erosividade de todo o período experimental. A encosta com o movimento menos intenso do solo foi H1 (Figura 30 A), cuja inclinação íngreme do terreno foi a mais baixa entre os investigados: 8,3% contra média de 13,6% e valor máximo de 26,5% (Tabela). No H1, os efeitos erosivos sobre o terreno estavam visíveis somente após maio de 2019, quando a erosividade acumulada ultrapassou 3.500 $MJ.ha^{-1}.mm.h^{-1}$.

Por sua vez, a erosão mais intensa foi medida nas encostas H2 (Figura 30 B) e H3 Figura 0 C), principalmente durante dois períodos intensivos de chuva: entre abril e maio de 2018 (erosividade de 448 $MJ.ha^{-1}.mm.h^{-1}$) e entre fevereiro e abril de 2019 (erosividade de 782 $MJ.ha^{-1}.mm.h^{-1}$). De fato, entre as campanhas de julho de 2018 e janeiro de 2019, o padrão erosivo de H2 e H3 permaneceu inalterado. Na encosta mais íngreme (H4) observa-se um padrão topográfico específico, com três padrões de comportamento De acordo com a Figura , os primeiros 2 m têm uma média íngreme de 23%, existem 6 m com alta inclinação (34%), seguidos por dois metros com inclinação (7%). Devido a esse recurso, na H4 verifica-se um padrão erosivo proeminente na parte mais íngreme do terreno (central) (Figura D) desde a

primeira campanha, quando nas demais encostas não foram observadas erosão alguma. Por outro lado, a faixa inicial permanece quase intacta e na faixa mais a baixo observa-se sinais efetivos de erosão apenas na campanha de maio de 2019, quando a erosividade ultrapassou 3.500 MJ. $ha^{-1}.mm.h^{-1}$. Na Figura 31, nota-se a exposição das raízes causada pelo intenso processo erosivo em um curto período de tempo.

Figura 30 - Movimento do solo (erosão e deposição) nas quatro encostas experimentais (H1, H2, H3 e H4) no sítio experimental de Gilbués, de janeiro de 2018 a julho de 2019



Fonte Autor (2019).

Figura 31 - Exposição das raízes das plantas provenientes do intenso processo erosivo em Gilbués

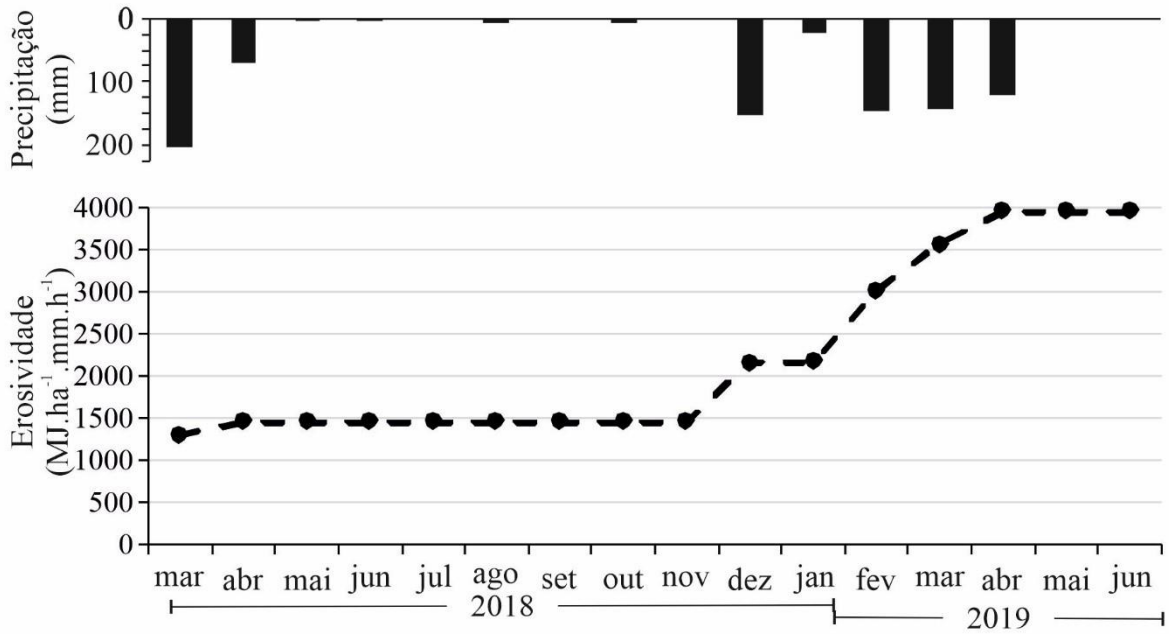
Fonte: Autor (2019).

5.2 Parametrização da USLE e índice de cobertura vegetal (C)

Na

Figura 32 *17*, nota-se a evolução temporal das chuvas e da erosividade de março de 2018 a julho de 2019, cujos valores totais foram 853 mm e 3.575 $MJ.ha^{-1}.mm.h^{-1}$, respectivamente. A temporada chuvosa iniciou-se em novembro de 2017, com término em abril de 2018. Contudo, apenas nos dois últimos meses da estação foram analisadas: a precipitação acumulada foi de 262 mm e a respectiva erosividade foi de 1072 $MJ.ha^{-1}.mm.h^{-1}$, 30% do valor total durante o período de monitoramento. Seguiu a estação seca, sete meses com precipitação insignificante (1% da precipitação total) e erosividade (0,1%), que demonstra a sazonalidade aguda do clima local. Durante a segunda estação chuvosa – dezembro de 2018 a abril de 2019 - a precipitação total foi de quase 600 mm, com erosividade de 2500 $MJ.ha^{-1}.mm.h^{-1}$ (70% do total). Durante a segunda estação seca, nenhuma chuva foi medida no local experimental. Para mostrar a relevância de eventos intensivos de chuva para a dinâmica de sedimentos em região (MEDEIROS *et al*., 2014a), três eventos diários em meados de fevereiro de 2019 acumularam 8% da precipitação total do período e 16% da erosividade total.

Figura 32 17- Precipitação e erosividade das chuvas no sítio experimental de Gilbués durante o período da pesquisa



Fonte: Autor (2019).

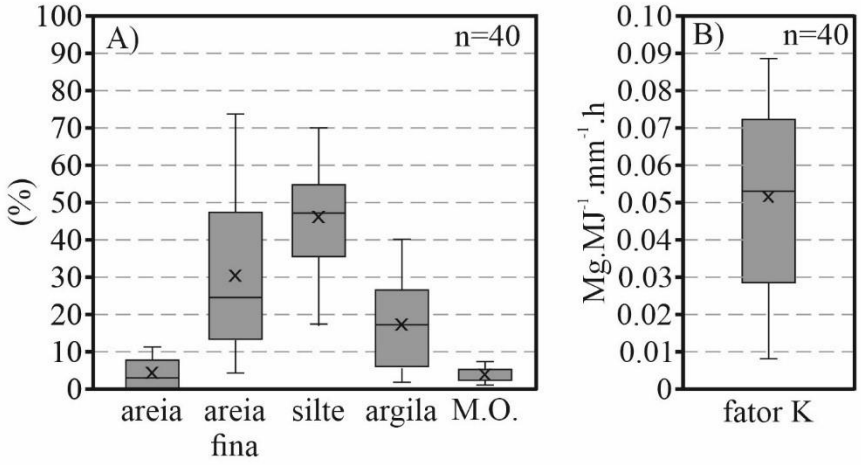
Na Tabela 8 e na Figura 3, observam-se dados da granulometria das 40 amostras utilizadas para avaliar a erodibilidade do solo local. Em média, o solo contém 3% de areia, 24% de areia fina, 47% de silte, 17% de argila e 2% de matéria orgânica, a restante da massa consiste em cascalho.

Tabela 8 - Valores de granulometria (areia, areia fina, silte, argila e M), índice de estrutura (s), índice de permeabilidade (p), matéria orgânica (MO) e erodibilidade (K) do solo no NUPERADE (Gilbués, Piauí, 2018 – 2019)

Amostra	Areia (%)	Areia Fina (%)	Silte (%)	Argila (%)	M*	s	p	MO (%)	K (Mg. $MJ^{-1}.mm^{-1}.h$)
1	1	33	32	30	4550	1	3	3,909	0,029
2	0	18	62	20	6400	1	3	2,115	0,055
3	0	44	38	18	6724	1	3	2,021	0,059
4	0	30	54	16	7056	1	3	2,895	0,057
5	0	20	58	22	6084	1	3	2,335	0,051
6	0	51	35	17	7138	1	3	2,166	0,063
7	2	15	58	21	5767	1	3	2,211	0,048
8	7	49	42	2	8918	1	3	1,881	0,085
9	7	40	30	3	6790	1	3	1,398	0,064
10	4	27	61	6	8272	1	3	1,706	0,079
11	6	63	28	2	8918	1	3	2,333	0,081
12	3	62	31	2	9114	1	3	1,788	0,088
13	1	60	31	9	8281	1	3	2,075	0,076
14	9	58	17	4	7200	1	3	1,537	0,068
15	1	22	53	23	5775	1	3	2,516	0,047
16	4	14	47	33	4087	1	3	2,672	0,029
17	2	38	50	10	7920	1	3	1,974	0,073
18	0	63	31	6	8836	1	3	1,294	0,089
19	2	27	45	27	5256	1	3	2,907	0,040
20	8	12	39	39	3111	1	3	2,649	0,021
21	0	63	30	7	8649	1	3	1,827	0,082
22	0	54	42	3	9312	1	3	2,221	0,086
23	10	44	42	4	8256	1	3	1,708	0,079
24	9	9	55	18	5248	1	3	1,831	0,045
25	9	7	70	14	6622	1	3	1,553	0,061
26	8	14	62	17	6308	1	3	1,989	0,055
27	8	25	53	10	7020	1	3	1,69	0,065
28	9	4	65	22	5382	1	3	1,513	0,048
29	2	24	47	26	5254	1	3	5,033	0,029
30	10	6	51	29	4047	1	3	5,12	0,020
31	11	4	46	28	3600	1	3	5,711	0,015
32	1	23	65	11	7832	1	3	4,969	0,049
33	0	17	69	14	7396	1	3	6,356	0,036
34	4	30	48	9	7098	1	3	4,997	0,043
35	3	22	42	32	4352	1	3	4,301	0,026
36	4	7	43	40	3000	1	3	7,327	0,008
37	4	9	48	38	3534	1	3	6,576	0,012
38	7	8	49	22	4446	1	3	6,972	0,016
39	0	74	23	3	9409	1	3	5,1	0,060
40	2	13	52	33	4355	1	3	5,608	0,021
			Mediana						**0,053**

*[(% de silte + % areia mt fina) x (100 - % argila)]

Figura 33 - Textura do solo, matéria orgânica (O.M.) e fator K de erodibilidade do solo para 40 amostras do sítio experimental de Gilbués (Ano 2018 - 2019)



Fonte: Autor (2019).

De acordo com os experimentos de campo, a condutividade hidráulica do solo saturado do local é ligeiramente inferior a 20 mm.h-¹, o que o torna compatível com a permeabilidade classe 3 (Tabela) (HAAN *et al*., 1994), um parâmetro chave do método de Wischmeier *et al*. (1971). A erodibilidade do solo é 0,053 $Mg.MJ^{-1}.mm^{-1}.h$, valor compatível com a alta vulnerabilidade de Gilbués à erosão. Porém, é alto se o compararmos com outros solos das terras áridas brasileiras, cuja erodibilidade varia de 0,013 a 0,037 $Mg.MJ^{-1}.mm^{-1}.h$ (mediana 0,032 $Mg.MJ^{-1}.mm^{-1}.h$) (de ARAÚJO *et al*., 2003).

Os fatores inclinação-comprimento (LS) nas quatro encostas experimentais variaram de 0,51 a 2,01; com média de 0,94 (Tabela 7 e Tabela 9). Os valores moderados de LS foram causados principalmente pelo curto comprimento, 10 m, quando as inclinações variaram de leve (8,3%, levando a LS = 0,51) à íngreme (26,5%, levando a LS = 2,01). Com base em medições *in situ* de erosão entre sulcos, chuvas, solo e na topografia, foi possível avaliar o fator de vegetação (C) das quatro encostas experimentais de Gilbués. Observa-se na Tabela 7 que os valores de C variaram de 0,44 a 1,19 nas quatro encostas monitoradas, com média 0,90.

Tabela 9 - Levantamento topográfico realizado com nível topográfico nas quatro áreas experimentais de erosão juntamente com o cálculo do Fator LS

		H1	H2	H3	H4
pontos	Dist (m)	L nível (m)	L nível (m)	L nível (m)	L nível (m)
1	(-)	1,07	1,31	0,88	0,195
2	1	1,115	1,36	0,97	0,365
3	1	1,265	1,41	1,06	0,74
4	1	1,31	1,47	1,17	1,2
5	1	1,45	1,55	1,235	1,63
6	1	1,525	1,65	1,325	1,925
7	1	1,6	1,745	1,48	2,24
8	1	1,675	1,825	1,625	2,51
9	1	1,745	1,925	1,78	2,7
10	1	1,84	2,07	1,83	2,865
11	1	1,905	2,28	1,87	2,85
LS	(-)	**0,51**	**0,61**	**0,62**	**2,01**
L_R (m)	(-)	10	10	10	10
S_0	(-)	0,084	0,097	0,099	0,266

L nível - leitura do nível topográfico em metros, S_0 - declividade longitudinal (m/m), Dist- distância entre pontos em metros e LS1 - fator LS da USLE.
Fonte: Autor (2019).

5.3 Avaliação da produção de sedimentos e razão de aporte de sedimentos (SDR)

A Tabela apresenta os resultados das cinco microbacias experimentais, monitoradas entre julho de 2018 e julho de 2019. A erosão bruta média abordada nas encostas experimentais foram elevadas (125 Mg.ha-¹.ano-¹) (Tabela 7), o que confirma a representatividade das áreas experimentais. A altura média de assoreamento das barragens também é notável (quase 5 cm em um ano moderadamente seco), o que dá uma visão da curta expectativa de vida das estruturas. Isso é especialmente preocupante, considerando que as barragens não têm vertedor.

Tabela 10 - Resultados das medições da escala de microbacias no Local Experimental de Gilbués (julho de 2018 a julho de 2019), com base em cinco barragens experimentais de verificação (D09, D36, D27, D38, D31), localizadas nas tomadas das microbacias. O fator de erosividade USLE (Equação 2) R = 2.503 MJ.ha-1.mm.h-1 para o período experimental, K = 0,053 Mg.MJ-1.mm-1.h, P = 1 e C = 0,90 (Tabela)

Parâmetros (unit)	**D_{09}**	**D_{27}**	**D_{31}**	**D_{36}**	**D_{38}**	**μ± σ**
Área de captação (ha)	0.037	0.061	0.099	0.047	0.112	0.071±0.033
Inclinação média do terreno (-)	0.206	0.142	0.202	0.175	0.173	0.180±0.026
Fator LS (adimensional)	0.93	0.79	1.64	0.72	1,14	1.04±0.37
Ɛ ($Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$)	111	94	196	86	136	125±44
Área inundada da represa (m^2)	47	74	192	71	280	133±100
Altura média de assoreamento ($mm.ano^{-1}$)	17	46	103	18	58	48±35
ρ_C ($Mg.m^{-3}$) n = 25	1.214	1.214	1.214	1.214	1.214	1.214
Massa assoreada ($Mg.ano^{-1}$)	0.98	4.13	24.10	1.59	19.64	10.09±10.93
Produção de sedimento ($Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$)	27	68	243	34	176	110±95
SDR – medido	0.24	0.72	1.24	0.39	1.29	$0.88^{a,\dagger}$±0.48
SDR – Maner ((Equação 10)	1.35	1.11	0.78	1.27	0.73	0.99^{a}±0.28
SDR – Roehl ((Equação 11)	9.37	7.42	5.33	8.55	5.07	6.75^{b}±1.91
SDR – W&B (Equação 12)	1.49	1.64	1.32	1.73	1.49	1.56^{c}±0.16

LS - fator de gradiente do comprimento da inclinação; Ɛ - erosão bruta entre sulcos; ρ_C - densidade seca do sedimento assoreado em barragens de cheque; SDR - razão de entrega de sedimentos; W&B - Williams e Berndt; μ - média (para medições de DSE, média ponderada da erosão); σ - desvio padrão; n - tamanho da amostra. a, b, c A mesma letra significa que a diferença não é estatisticamente significante (α = 0,05). † Média ponderada

Fonte: Autor (2019).

O acúmulo de sedimentos das cinco microbacias experimentais de Gilbués (2018 – 2019), medido com a massa de assoreamento por unidade de área e por tempo de monitoramento nas respectivas barragens de retenção de sedimentos, teve uma média de 110 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$, variando de 27 a 243 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ (Tabela). A respectiva margem de erosão bruta intermediária foi de 125 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$, portanto, a média ponderada da SDR (produção total de sedimentos dividida por erosão bruta total) nas microbacias experimentais resultou em 0,88. A média SDR aritmética é menor: 0,78. Esses valores (relativamente próximos à unidade) são compatíveis com o pequeno tamanho de bacias hidrográficas e suas encostas íngremes (quase 20%).

Em Gilbués, o rendimento de sedimentos foi em média de 110 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ (julho de 2018 a julho de 2019) (Tabela), uma taxa semelhante àquela medida (106 - 174 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$) no alto platô de Loess chinês, cujo solo é excessivamente erodível (ZHAO *et al*., 2017); e metade da Itália montanhosa (219 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$; BAGARELLO *et al*., 2018). No semiárido brasileiro, Araújo *et al*. (2003) estimaram o rendimento de sedimentos de 4 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ para sete bacias de pequena a meso escala (3 – 1200 km^2). Posteriormente, com base em medidas de 26 bacias hidrográficas (1.10^{-2} a 5.10^{+4} km^2) por diferentes métodos, de Araújo

et al. (2018) confirmaram o rendimento de sedimentos de 4 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ na bacia do Rio Jaguaribe-CE. Esse valor concorda plenamente com o medido na Etiópia por Tibebe e Bewket (2011) e por Kassa *et al*. (2019). O primeiro mediu 4 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$, enquanto o último (investigando áreas agrícolas e florestais) concluiu que a produção de sedimentos varia de 4 a 17 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$.

A área de Gilbués, portanto, produz quase 30 vezes mais sedimentos se comparada à média das bacias brasileiras de terras secas. Se a análise for focada apenas nas microbacias, Gilbués também produzirá mais sedimentos do que em outros locais de terras secas. Por exemplo, Santos *et al*. (2017) estudaram três microbacias preservadas (1,5 ha em média) na região semiárida brasileira durante três anos, cujo rendimento de sedimentos é de 1,6 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$, apenas 1,5% do medido em Gilbués.

Vaezi *et al*. (2017) monitoraram 20 microbacias (1-3 ha) no semiárido Noroeste do Irã, onde o rendimento de sedimentos varia de 0,3 a 14,8 $Mg.ha^{-1}.\ ano^{-1}$, com média de 5,0 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$, semelhante à taxa no semiárido Nordeste do Brasil e apenas 4,6% da de Gilbués. A combinação de solos profundos (Tabela), erodíveis (0,053 $Mg.MJ^{-1}.mm^{-1}.h$); eventos altamente erosivos (três dias geraram 16% da erosividade total de 16 meses); declives acentuados (20%); e cobertura vegetal desprotegida (fator C igual a 0,90) explicam a manutenção da alta taxa erosiva e da produção de sedimentos em Gilbués.

A Tabela também fornece uma visão do desempenho dos modelos SDR. O modelo de Maner (1958) (Equação 10), que é baseado na inclinação média do terreno da bacia, teve bom desempenho, mostrando boa concordância com os valores medidos para as microbacias experimentais. Seu valor médio de SDR foi 0,99; apenas 13% superior ao valor medido (0,88). De fato, a (Equação *10)* de Maner foi o único modelo cujos resultados seguem os medidos (sem diferença estatística significativa, $\alpha = 0,05$).

O modelo de Roehl (1962) (Equação 11), embora mais complexo que a (Equação *10)* de Maner (1958), não conseguiu simular adequadamente SDR das microbacias, produzindo valores inconsistentes (6,75 em média), muito acima do SDR máximo esperado (1.0). O modelo de Roehl não apenas falhou em representar a média, mas também todas simulações: o valor mínimo de SDR foi de 5,07. É, portanto, estatisticamente diferente da medida dos resultados ($\alpha = 0,05$). Na Tabela , observa-se que a (Equação 12), desenvolvida por Williams e Berndt (1972) para avaliar SDR em pequenas áreas de captação, também não foi capaz de simular o processo de deposição de sedimento, produzindo todos os valores de SDR acima de um, com mínimo de 1,32 e média de 1,49.

O SDR medido nas cinco microbacias experimentais de Gilbués é de 0,88. Nas duas maiores áreas experimentais (aquelas controladas por D31 e D38) (Tabela), o SDR foi maior que a unidade, o que raramente ocorre. O valor de SDR só pode superar a unidade quando há um grande depósito de material erodível ao longo do corpo hídrico, proveniente de eventos anteriores que, por causa da quebra de conectividade, não se deslocaram para jusante. Estando disponível, esse material pode compor a produção de sedimentos e, se compensar o depósito nas encostas, pode gerar SDR maior que um.

Entretanto, a ocorrência de medidas de SDR superiores a um deve ser resultado da associação entre o período limitado de monitoramento (2018 - 2019) e as incertezas da USLE (Equação 7). No entanto, o valor médio medido da SDR (0,88) é plausível, considerando-se a baixa probabilidade de deposição do sedimento destacado, devido ao padrão de vegetação escassa, ao pequeno tamanho das áreas de captação e ao terreno íngreme.

No que diz respeito às simulações de SDR, o modelo de Maner (1958) ((Equação 10*)*, que se baseia, principalmente, na inclinação do terreno médio das bacias, conseguiu representar o padrão de deposição de sedimentos em pequena escala espacial (até 0,1 ha): seu SDR simulado médio está próximo (13% superior) ao valor avaliado por medições diretas em campo. No entanto, a (Equação 11*)*de Roehl (1962), que considera não apenas o relevo, mas também a área de captação e a taxa de bifurcação, falhou em simular o SDR das microbacias. Da mesma forma, o modelo de Williams e Berndt (1972; (Equação 12*)*, baseado na inclinação média do rio principal (e não das encostas da bacia), projetado para avaliar SDR em pequenas bacias, também não conseguiu estimar adequadamente a taxa de entrega medida. De Araújo *et al*. (2003) também concluíram que a (Equação *10)* de Maner (1958) foi capaz de reproduzir bem a razão de aporte de sedimentos em seis bacias de meso escala (até 1.200 km²) na região semiárida brasileira, enquanto nem o modelo de Roehl (1962), nem o de Williams e Berndt (1972) obtiveram êxito.

A prevalência do modelo de Maner, em relação a outros modelos, em diferentes escalas espaciais (de 10^{-4} a 10^{+3} km²) pode indicar que o relevo é a chave elemento para interpretar a deposição de sedimentos em longo prazo (um conceito complementar à razão de aporte de sedimentos). De fato, a inclinação do terreno influencia (e é influenciada por) a formação do solo, a formação de escoamento (de FIGUEIREDO *et al*., 2016), a velocidade, o padrão de vegetação (ALMEIDA *et al*., 2017) e, portanto, a dinâmica dos sedimentos.

As barragens de contenção de sedimentos foram instaladas na região de desertificação de Gilbués para serem testadas como uma possível solução para a restauração da área. No entanto, com o passar do tempo, a capacidade de armazenamento das barragens diminuiu rapidamente devido à alta taxa de assoreamento no local, levando ao aumento da vazão de sedimentos e à manutenção do alto padrão de conectividade da bacia. Se adequadamente projetadas e construídas, no entanto, as barragens podem ser eficazes. Navarro-Hevia *et al*. (2014) avaliaram a restauração de uma área degradada em Saldaña, Espanha, onde um projeto incluía reflorestamento e construção de mais de 100 barragens na década de 1930. Os resultados apontam que a iniciativa foi bem-sucedida: oitenta anos depois, quase 90% da área degradada havia se recuperado e reduziu drasticamente a conectividade de sedimentos na bacia do Rio Carrión. Syrbe *et al*. (2018) mapearam serviços ecossistêmicos na Alemanha, particularmente no que se refere à atenuação da erosão. Os autores concluíram que, nas áreas mais íngremes, a erosão pode chegar a 100 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$, compatível com a produção de sedimentos de Gilbués (110 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$). Os pesquisadores relatam que a estrutura de pequena escala (como barragens de controle) pode reduzir a erosão em 1,1% da produção global. Quiñonero-Rubio *et al*. (2016) estudaram o impacto de 94 represas em uma bacia espanhola de meso escala (320 km²), usando o modelo WaTEM-SEDEM. Os autores concluíram que, em bacias menores, o efeito das barragens de checagem pode ser rapidamente observado, causando redução da produção e conectividade dos sedimentos (MEDEIROS *et al*., 2014b). No entanto, as estruturas espanholas mostraram eficácia apenas durante um período de tempo restrito, o que foi confirmado pela observação em Gilbués.

5.4 Impacto do Núcleo de Desertificação de Gilbués no desenvolvimento regional

Quando a perda de solo ocorre na taxa medida em Gilbués, afeta negativamente a produção agrícola e representa uma séria ameaça à sustentabilidade (FLESKENS; STRINGER, 2014). À medida que a superfície degrada, aumenta não apenas a erosão, mas também a conectividade (MEDEIROS *et al*., 2014b) e, portanto, a produção de sedimentos. As terras secas brasileiras são uma área com uma densa rede de reservatórios (MAMEDE *et al*., 2012; PETER *et al*., 2014), cuja capacidade de armazenamento e disponibilidade de água são reduzidas pelo assoreamento (DE ARAÚJO *et al*., 2006). A área de Gilbués compõe a bacia do Rio Parnaíba (Figura) e 28% de sua área (1750 km²) estão localizados a montante da Usina Hidrelétrica de Boa Esperança. A ANA (2009) mediu as descargas de água e sedimentos na

estação de medição de Ribeiro Gonçalves, no alto Rio Parnaíba, a montante do reservatório de Boa Esperança. A estação, que drena uma área de 32.700 km², realizou 59 medições de carga de sedimentos de 1992 a 2005, cujo rendimento médio de sedimentos foi de 235 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$. Existem dois principais usos da terra na sub-bacia do Parnaíba: 30.950 km² consistem em áreas de agricultura e pecuária, enquanto 1.750 km² consistem na bacia de Gilbués. López-Gil (2017) (ver também LÓPEZ-GIL *et al*., 2020) estudou a produção de sedimentos na bacia do reservatório de Bocaina, localizada na zona intermediária entre os biomas Caatinga e Cerrado, também no Piauí.

As bacias de Bocaina e Alto Parnaíba têm uso semelhante da terra. López-Gil (2017) avaliou erosão bruta de 13,50 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ em Bocaina, o mesmo valor atribuído à área agrícola e à pecuária da sub-bacia do Parnaíba; enquanto Gilbués erode 110 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ (Tabela). Embora a área de Gilbués ocupe apenas 5% da sub-bacia do Parnaíba, ela contribui com 32% da carga de sedimentos no reservatório de Boa Esperança. Isso mostra a relevância da restauração das terras baixas para a sustentabilidade do abastecimento de água e de energia da bacia do Rio Parnaíba. Situação semelhante é encontrada no nordeste da Espanha, onde Alatorre, Beguería e García-Ruiz (2010) avaliaram as fontes de sedimentos com base no assoreamento do reservatório de Barasona. Os autores concluíram que a erosão nas *badlands* - como é o caso em Gilbués - foi o principal contribuinte para o assoreamento do reservatório, embora ocupe uma área pequena.

6 CONCLUSÃO

A partir dos resultados desta pesquisa, concluímos que:

1. Na escala da encosta, a erosão bruta de Gilbués (10^2 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$) é até cem vezes maior que o valor esperado para o semiárido brasileiro e até 45 vezes superior aos valores de referência toleráveis da perda de solo. Isso mostra a intensidade do processo de desertificação, que ainda está evoluindo.

2. A vegetação de Gilbués é muito escassa, expondo diretamente dois terços do solo, com vegetação de pequeno tamanho. Esse aspecto explica o alto fator C da vegetação (0,90) dos terrenos.

3. O valor médio medido da razão de aporte de sedimento (SDR) é elevado (0,88), mas plausível, se for considerada a baixa probabilidade de deposição do sedimento erodido nas encostas devido ao padrão de vegetação escassa, ao pequeno tamanho das áreas de captação e ao terreno íngreme.

4. A combinação de solos erodíveis profundos; os eventos pluviométricos altamente erosivos; os declives acentuados; e a cobertura vegetativa limitada explicam a elevada produção de sedimentos em Gilbués.

5. O modelo de Maner (1958), que depende apenas da inclinação do terreno, demonstrou ser capaz de simular adequadamente a razão de aporte de sedimentos (SDR) e, portanto, os processos de deposição. Isso pode indicar que o relevo é o elemento chave para interpretar a deposição de sedimentos em longo prazo e, portanto, a razão de aporte de sedimentos em bacias hidrográficas.

6. As barragens de retenção de sedimentos de Gilbués, que foram projetadas e construídas sem vertedouro, reduziram rapidamente sua eficiência após uma década de operação.

7. Parte da área de Gilbués ocupa 5% ($1,8\ 10^{+3}$ km^2) da bacia do Rio Parnaíba na seção de Ribeiro Gonçalves ($32,7\ 10^{+3}$ km^2). Apesar da pequena, a área de desertificação de Gilbués contribui com 32% da carga de sedimentos do rio, que deságua na hidrelétrica de Boa Esperança a jusante, reduzindo sua capacidade de armazenamento e disponibilidade de água. Isso mostra a relevância da restauração das áreas degradadas para a sustentabilidade, não apenas do solo e da vegetação, mas também do abastecimento hídrico e energético da bacia do Rio Parnaíba.

REFERÊNCIAS

ALATORRE, L. C.; BEGUERÍA, S.; GARCÍA-RUIZ, J. M. Regional scale modeling of hillslope sediment delivery: A case study in the Barasona Reservoir watershed (Spain) using WATEM/SEDEM. **Journal of Hydrology**, USA, v. 391, n. 1-2, p. 109-123, 2010.

ALI, K. F.; DE BOER, D. H. Spatially distributed erosion and sediment yield modeling in the upper Indus River basin. **Water Resources Research**, [online], v. 46, n. 8, 2010. Disponível em: https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1029/2009WR008762. Acesso em: 14 abr. 2018.

ALMEIDA, C. L. de. *et al*. Fallow reduces soil losses and increases carbon stock in caatinga. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 20, p. 160-175, 2017.

ANA. **Declarações de reserva de disponibilidade hídrica para os aproveitamentos hidrelétricos Ribeiro Gonçalves, Uruçuí, Cachoeira, Estreito e Castelhano, localizados no Rio Parnaíba.** Nota Técnica N. 177/2009/GEREG/SOF-ANA. Brasília: ANA, 2009.

ARAÚJO, J. C. de. Assoreamento em Reservatórios do Semiárido: modelagem e validação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos,** [online], v. 8, n. 2, p. 39–56, 2003. Disponível em: https://www.abrhidro.org.br/SGCv3/publicacao.php?PUB=1&ID=36&SUMARIO=537. Acesso em: 08 mar. 2020.

ARAÚJO, J. C. de.; GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. Loss of reservoir volume by sediment deposition and its impact on water availability in semiarid Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, [online], v. 51, n. 1, p. 157-170, 2006. Disponível em: https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1623/hysj.51.1.157. Acesso em: 10 abr. 2020.

ARAÚJO, J. C. de. *et al.* Sedimentation of Reservoirs in Semiarid Brazil. *In*: GAISER, T. *et al.* (Org.). **Global change and regional impacts.** Berlin: Springer Verlag, 2003. p. 2005-2016.

ARAÚJO, J. C. de. *et al*. Sediment yield in different scales in a semiarid basin: the Case of the Jaguaribe river, Brazil. *In:* RADECKI-PAWLIK, A.; PAGLIARA, S.; HRADECKÝ, J. (Eds.). **Open channel hydraulics, river hydraulic structures and fluvial Geomorphology**. CRC Press, Taylos & Francis. Boca Raton, 2018. p. 375-387.

ARSENAULT, R. *et al.* A comparative analysis of 9 multi-model averaging approaches in hydrological continuous streamflow simulation. **Journal of Hydrology**, USA, v. 529, n. P3, p. 754–767, 2015.

ARAGÃO, R. de *et al*. Mapping the laminar erosion potential for the Japaratuba river basin, SE, via GIS. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 7, p. 731-740, 2011.

AZEVEDO, L. M. N. de. **Calibração, validação e aplicação do modelo invest para a estimativa de benefícios aos serviços ecossistêmico na bacia do Ribeirão Pipiripau (DF/GO)**. 2017. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Programa De Pós-Graduação em Ciências Florestais, Universidade de Brasília, Brasília, 2017.

BAGARELLO, V. *et al*. Statistical check of USLE-M and USLE-MM to predict bare plot soil loss in two Italian environments. **Land Degradation & Development**, [online], v. 29, n. 8, p. 2614-2628, 2018. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.3072. Acesso em: 12 abr. 2020.

BARRETO, B. **Veículos aéreos não tripulados (VANTs) como uma ferramenta para gestão ambiental**. 2016. 50 f. Monografia (Curso de Graduação em Engenharia Florestal) – Faculdade de Engenharia Florestal, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2016.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 9. ed. São Paulo: Ícone, 2014.

BORGES, R. O. *et al*. **Utilização de drones de pequeno porte como alternativa de baixo custo para caracterização topográfica da infraestrutura de transportes no Brasil**. Brasília: Departamento Nacional de Infraestrutura em Transportes – DNIT, 2017.

BOUGUERRA, S.; JEBARI, S. Identification and prioritization of sub-watersheds for land and water management using InVEST SDR model: Rmelriver basin, Tunisia. **Arabian Journal of Geosciences**, Saudi Arabia, v. 10, n. 15, p. 348, 2017.

BOLFE, É. L. et al. Matopiba em crescimento agrícola Aspectos territoriais e socioeconômicos. **Revista de Política Agrícola**, Brasília, v. 25, n. 4, p. 38-62, 2016.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Programa de acão nacional de combate à desertificação e mitigação dos efeitos da seca Pan-Brasil.** Brasília: Ministério do Meio Amboente / Secretaria de Recursos Hídricos, 2005.

BRASIL. **Lei N° 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, DF, 2000. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm. Acesso em: 14 abr. 2018.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: Ed. CPRM, 1994.

CERDÀ, A. Soil water erosion on road embankments in eastern Spain. **Science of the total environment**, [online], v. 378, n. 1-2, p. 151-155, 2007. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969707000757. Acesso em: 14 abr. 2018.

CERDÀ, A.; MORERA, A. G.; BODÍ, M. B. Soil and water losses from new citrus orchards growing on sloped soils in the western Mediterranean basin. **Earth Surface Processes and Landforms: the Journal of the British Geomorphological Research Group,** United Arab Emirates, v. 34, n. 13, p. 1822-1830, 2009.

CGEE. **Desertificação, degradação da terra e secas no Brasil**. Brasília: Centro de Gestão e Estudos Estratégico, 2015.

CGEE. **Desertificação, degradação da terra e secas no Brasil**. Brasília: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, 2016.

CHAVES, L. C. G. *et al.* Water quality and anthropogenic impact in the watersheds of service reservoirs in the Brazilian semi-arid region. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 50, n. 2, p. 223–233, 2019.

CHESF. **São Francisco River Hydroelectric Company**. 2020. Disponível em: https://www.chesf.gov.br/SistemaChesf/Pages/SistemaGeracao/BoaEsperanca.aspx. Acesso em: 08 mar. 2020.

CHEPIL, W. S.; WOODRUFF, N. P. The physics of wind erosion and its control. In: Advances in agronomy. **Academic Press**, 1963. p. 211-302.

CHURCH, M.; SLAYMAKER, O. Disequilibrium of Holocene sediment yield in glaciated British Columbia. **Nature**, [online], v. 337, n. 6206, p. 452-454, 1989. Disponível em: https://www.nature.com/articles/337452a0. Acesso em: 08 mar. 2020.

COLLINS, A. L. *et al*. Sediment source fingerprinting as an aid to catchment management: a review of the current state of knowledge and a methodological decision-tree for end-users. **Journal of Environmental Management**, [online], v. 194, p. 86-108, 2017. Disponível em: https://pubs.er.usgs.gov/publication/70192074. Acesso em: 10 abr. 2020.

CREPANI, E. O Núcleo de Desertificação de Gilbués observado pelo Sensoriamento Remoto e pelo Geoprocessamento. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2015, Natal. **Anais...** Natal: INPE, 2015. p. 5185-5192.

DIDONÉ, E. J. **Erosão bruta e produção de sedimentos em bacia hidrográfica sob plantio direto no planalto do Rio Grande do Sul.** 2013. 228 f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) – Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análises de solo**. 3 ed. rev. e ampl. Brasília, DF: EMBRAPA, 2017.

DYTHAM, C. **Choosing and using statistics**: A biologist's guide. John Wiley & Sons, 2011.

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 Ciencia do Solo**, [online], v. 37, n. 3, p. 796–803, 2013. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832013000300026&script=sci_abstract&tlng=pt. Acesso em: 12 abr. 2020.

FAO. **Soil erosion by water:** some measures for its control on cultivated lands. Food and Agriculture Organization of the United Nations - Google Livros. Rome: FAO, 1965.

FARIAS, T. R. L. *et al.* Unpaved rural roads as source areas of sediment in a watershed of the Brazilian semi-arid region. **International Journal of Sediment Research**, [online], v. 34, n. 5, p. 475-485, 2019. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001627918302051. Acesso em: 14 abr. 2018.

FIGUEIREDO, J. V. de. **Iniciação do escoamento em microbacia hidrográfica e relações**

hídricas no sistema solo-planta-atmosfera no Bioma Caatinga. 2018. 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

FIGUEIREDO, J. V. de. *et al*. Runoff initiation in a preserved semiarid Caatinga small watershed, Northeastern Brazil. **Hydrological Processes**, [online], v. 30, p. 2390-2400, 2016. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/hyp.10801. Acesso em: 08 mar. 2020.

FLESKENS, L.; STRINGER, L. C. Land management and policy responses to mitigate desertification and land degradation. **Land Degradation and Development**, [online], v. 25, n. 1, p. 1-4, 2014. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.2272. Acesso em: 10 abr. 2020.

FOSTER, G. R. *et al*. Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. **Journal of Soil and Water Conservation**, [online], v. 36, n. 6, p. 355-359, 1981. Disponível em: https://www.jswconline.org/content/36/6/355. Acesso em: 12 abr. 2020.

GAISER, T. *et al*. **Global change and regional impacts**. Berlin: Springer-Verlag, 2003.

GHARIBREZA, M. *et al*. Land use changes and soil redistribution estimation using 137Cs in the tropical Bera Lake catchment, Malaysia. **Soil and Tillage Research**, [online], v. 131, p. 1-10, 2013. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198713000469. Acesso em: 14 abr. 2018.

GIL, M. M. L. et al. INCREASE IN WATER-SCARCITY RISK IN A BRAZILIAN DRY-REGION RESERVOIR. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 33, n. 4, p. 1025-1036, 2020.

GILLEY, J. E. Erosion water-induced. *In*: HILLEL, D.; HATFIELD, J. L. (ed.). **Encyclopedia of Soils in the Environment**. Amsterdam: Elsevier, 2005. p. 463-469.

GOLDEN. **Surfer**, 2018. Disponível em: http://www.goldensoftware.com/products/surfer/trial.

GOMES, A. A. N.; ANDRADE JÚNIOR, A. S.; MEDEIROS, R. M. de. Evapotranspiração de referência para o estado do Piauí. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, p. 560–564, 2005.

GOMES, A. A. N.; JÚNIOR, A. S. D. A.; MEDEIROS, R. M. de. Evapotranspiração de referência para o estado do Piauí. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, p. 560–564, 2005.

GOVERNO DO ESTADO DO PIAUÍ. Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Programa de Ação Estadual de Combate à Desertificação.** PAE-PI. Teresina: Ministério do Meio Ambiente/Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2010.

GUERRA, A. J. T. Experimentos e monitoramentos em erosão dos solos. **Revista do Departamento de Geografia da USP,** São Paulo, v. 16, p. 32–37, 2005.

HAAN, C. T.; BARFIELD, B. J.; HAYES, J. C. **Design hydrology and sedimentology for small catchments**. Elsevier, 1994.

HAIGH, M. J. Use of Erosion Pins in the Study of Slope Evolution British Geomorphological. **Research Group**, 1977.

HAGEN, L. J. *et al*. Wind erosion prediction system: technical description. *In*: **Proceedings of WEPP/WEPS Symposium**, August. 1995.

HEVIA, J. N.; ARAÚJO, J. C. de.; MANSO, J. M. Assessment of 80 years of ancient-badlands restoration in Saldaña, Spain. **Earth Surface Processes and Landforms**, [online], v. 39, n. 12, p. 1563-1575, 2014. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/esp.3541. Acesso em: 08 mar. 2020.

JOHNSON, L. C. Soil loss tolerance: factor myth. **Journal of Soil and Water Conservation,** [online], v. 42 , n. 3, p. 155–160, 1987. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000083&pid=S0103-90162003000200029000012&lng=en. Acesso em: 11 nov. 2020.

KASSA, H. *et al*. Sediment yield at southwest Ethiopia's forest frontier. **Land Degradation & Development**, [online], v. 30, n. 6, p. 695-705, 2019. Disponível em: https://www.wizdom.ai/publication/10.1002/LDR.3260/title/sediment_yield_at_southwest_ethiopia_s_forest_frontier. Acesso em: 10 abr. 2020.

KEARNEY, S. P. *et al*. Improving the utility of erosion pins: Absolute value of pin height change as an indicator of relative erosion. **Catena**, [online], v. 163, p. 427-432, 2018. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816217304046. Acesso em: 12 abr. 2020.

LAKARIA, B. L.; BISWAS, H.; MANDAL, D. Soil loss tolerance values for different physiographic regions of Central India. **Soil Use and Management**, [online], v. 24, n. 2, p. 192–198, 2008. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1475-2743.2008.00155.x. Acesso em: 14 abr. 2018.

LI, L. *et al*. An overview of soil loss tolerance. **Catena**, [online], v. 78, n. 2, p. 93-99, 2009. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816209000721#:~:text=Soil%20loss%20tolerance%20(permissible%20soil,as%20well%20as%20a%20proxy. Acesso em: 08 mar. 2020.

LIESKOVSKÝ, J.; KENDERESSY, P. Modelling the effect of vegetation cover and different tillage practices on soil erosion in vineyards: a case study in Vráble (Slovakia) using WATEM/SEDEM. **Land Degradation & Development**, [online], v. 25, n. 3, p. 288-296, 2014. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/264723245_Modelling_the_effect_of_vegetation_cover_and_different_tillage_practices_on_soil_erosion_in_vineyards_a_case_study_in_Vrable_Slovakia_using_WATEMSEDEM. Acesso em: 10 abr. 2020.

LIMA NETO, I. E.; WIEGAND, M. C.; ARAÚJO, J. C. de. Sediment redistribution due to a dense reservoir network in a large semi-arid Brazilian basin. **Hydrological Sciences**

Journal–Journal des Sciences Hydrologiques, [online], v. 56, n. 2, p. 319-333, 2011. Disponível em: https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/02626667.2011.553616. Acesso em: 12 abr. 2020.

LLC, A. **Agisoft Photoscan**, 2018. Disponível em: http://www.agisoft.com/. Acesso: 10 abr. 2020.

LOPES, J. W. B.; ARAÚJO, J. C.; CONRADO, F. C. Caracterización de las presas de tierra empleadas para el control de la desertificación en la región de Gilbués, Noreste de Brasil. **Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales**, [online], n. 45, p. 1-10, 2019. Disponível em: http://secforestales.org/publicaciones/index.php/cuadernos_secf/article/view/19508. Acesso em: 14 abr. 2018.

LÓPEZ-GIL, M. M. **Análise de cenários de produção de sedimentos na relação oferta-demanda hídrica da barragem** Bocaina - PI. 2017. 252 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação de Engenharia Civil, Universidade Federal do Pernambuco, Recife, Brasil. 2017.

MACDONALD, L. H.; SAMPSON, R. W.; ANDERSON, D. M. Runoff and road erosion at the plot and road segment scales, St John, US Virgin Islands. **Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Research Group**, [online], v. 26, n. 3, p. 251-272, 2001. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/1096-9837%28200103%2926%3A3%3C251%3A%3AAID-ESP173%3E3.0.CO%3B2-X. Acesso em: 08 mar. 2020.

MAMEDE, G. L. *et al*. Overspill avalanching in a dense reservoir network. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [online], v. 109, n. 19, p. 7191-7195, 2012. Disponível em: https://www.pnas.org/content/109/19/7191. Acesso em: 10 abr. 2020.

MAMEDE, G. L. *et al*. Modeling the effect of multiple reservoirs on water and sediment dynamics in a semiarid catchment in Brazil. **Journal of Hydrologic Engineering**, [online], v. 23, n. 12, p. 1–13, 2018. Disponível em: https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/%28ASCE%29HE.1943-5584.0001701. Acesso em: 12 abr. 2020.

MANDAL, D. *et al*. Adjusted T values for conservation planning in Northwest Himalayas of India. **Journal of soil and water conservation**, [online], v. 61, n. 6, p. 391-397, 2006. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/264086586_Adjusted_T_values_for_conservation_planning_in_Northwest_Himalayas_of_India. Acesso em: 14 abr. 2018.

MANER, S. B. Factors affecting sediment delivery rates in the Red Hills physiographic area. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, [online], v. 39, n. 4, p. 669-675, 1958. Disponível em: https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/TR039i004p00669. Acesso em: 08 mar. 2020.

MEDEIROS, B. C. de; MEDEIROS, R. M. de. **Variabilidade da precipitação pluvial no município de Gilbués– PI**. Brasil: CONIDIS, 2014.

MEDEIROS, P. H. A.; ARAÚJO, J. C. de.; ANDRELLO, A. C. Uncertainties of the 137-Cs technique for validation of soil redistribution modelling in a semiarid meso-scale watershed. **Engenharia Agrícola**, [online], v. 34, n. 2, p.222-235, 2014c. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-69162014000200004. Acesso em: 10 abr. 2020.

MEDEIROS, P. H. A.; ARAÚJO, J. C. de. Temporal variability of rainfall in a semiarid environment in Brazil and its effect on sediment transport processes. **Journal of Soils and Sediments**, [online], v. 14, n. 7, p. 1216-1223, 2014a. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s11368-013-0809-9. Acesso em: 12 abr. 2020.

MEDEIROS, P. H. A. *et al.* Connectivity of sediment transport in a semiarid environment: a synthesis for the Upper Jaguaribe Basin, Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, [online], v. 14, n. 12, p. 1938–1948, 2014b. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s11368-014-0988-z. Acesso em: 14 abr. 2018.

MELONI, F. *et al*. Vegetation cover reveals the phase diagram of patch patterns in drylands. **Physica A: Statistical Mechanics and its Applications**, [online], v. 534, p. 122048, 2019. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378437119311860. Acesso em: 08 mar. 2020.

MENDES, C. A. R.; MAHLER, C. F.; ANDRADE, A. G. de. Surface erosion of an ultisol under perennial crop and forest fallow in a mountainous area. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [online], v. 35, n. 4, p. 1387-1396, 2011. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0100-06832011000400033&lng=en&nrm=iso. Acesso em: 10 abr. 2020.

MOGHADAM, B. K. *et al*. Effects of land use change on soil splash erosion in the semi-arid region of Iran. **Geoderma**, [online], v. 241, p. 210-220, 2015. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706114004236. Acesso em: 12 abr. 2020.

MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation**. John Wiley & Sons, 2009.

MUKUNDAN, R. et al. Sediment fingerprinting to determine the source of suspended sediment in a southern Piedmont stream. **Journal of environmental Quality**, [online], v. 39, n. 4, p. 1328-1337, 2010. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/20830921/. Acesso em: 14 abr. 2018.

NAVARRO-HEVIA, J. *et al*. Soil erosion in steep road cut slopes in Palencia (Spain). **Land Degradation & Development**, [online], v. 27, n. 2, p. 190-199, 2016. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.2459. Acesso em: 08 mar. 2020.

NEARING, M. A.; LANE, L. J.; LOPES, Vincent L. Modeling soil erosion. Soil erosion research methods, v. 2, p. 127-156, 1994. *In*: LAL, R. (Ed.) **Soil erosion**: research methods. Delray Beach: St. Lucie Press. p. 127-135.

PANAGOS, P. *et al*. Towards estimates of future rainfall erosivity in Europe based on REDES and WorldClim datasets. **Journal of Hydrology**, USA, v. 548, p. 251-262, 2017.

PEREIRA, C. N.; CASTRO, C. N.; PORCIONATO, G. L. **Dinâmica econômica, infraestrutura e logística no MATOPIBA**. Brasília: IPEA, 2018.

PEREIRA, F. J. S. *et al*. Estimation of suspended sediment concentration in an intermittent river using multi-temporal high-resolution satellite imagery. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [online], v. 79, p. 153-161, 2019. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0303243418308171. Acesso em: 10 abr. 2020.

PETER, S. J. *et al*. Flood avalanches in a semiarid basin with a dense reservoir network. **Journal of Hydrology**, USA, v. 512, p. 408-420, 2014.

PINHEIRO, E. A. R. *et al*. Importance of soil-water to the Caatinga biome, Brazil. **Ecohydrology**, v. 9, n. 7, p. 1313–1327, 2016.

PROCHNOW, D. *et al.* Razão de perdas de terra e fator C da cultura do cafeeiro em cinco espaçamentos, em Pindorama (SP). **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [online], v. 29, n. 1, p. 91–98, jan. 2005. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832005000100010&script=sci_abstract&tlng=pt. Acesso em: 12 abr. 2020.

QUIÑONERO-RUBIO, J. M. *et al*. Evaluation of the effectiveness of forest restoration and check-dams to reduce catchment sediment yield. **Land Degradation and Development**, [online], v. 27, n. 4, p. 1018–1031, 2016. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.2331. Acesso em: 14 abr. 2018.

REINING, L. **Erosion in Andean hillside farming:** characterization and reduction of soil erosion by water in small scale casava cropping systems in the southern central cordillera of Colombia. FAO. Margraf, Hohenheim Tropical Agricultural, 1992.

RENARD, K. G. *et al*. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). *In:* **Agriculture Handbook Number 703**. Washington: USDA, 1997. 404 p.

ROEHL, J. E. Sediment source areas, and delivery ratios influencing morphological factors. **International Association of Hydrological Sciences**, [online], v. 59, p. 202 − 213. 1962. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000400033. Acesso em: 12 nov. 2020.

SANTOS, J. C. N. dos. *et al*. Sediment delivery ratio in a small semi-arid watershed underconditions of low connectivity **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 48, n. 1, p. 49-58, jan-mar, 2016.

SANTOS, J. C. N. dos. et al. Sediment delivery ratio in a small semi-arid watershed under conditions of low connectivity. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 48, n. 1, p. 49-58, 2017.

SAKUNO, N. R. R. *et al*. Adaptation and application of the erosion potential method for tropical soils. **Revista Ciencia Agronomica**, Fortaleza, v. 51, n. 1, p. 1–10, 2020.

SALES, M. C. L. Degradação ambiental em Gilbués, Piauí. **Mercator**, [online], n. 4, p. 115–

124, 2003. Disponível em: http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/1057. Acesso em: 08 mar. 2020.

SCHUMM, S. A. Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Amboy, New Jersey. **Geological society of America bulletin**, [online], v. 67, n. 5, p. 597-646, 1956. Disponível em: https://pubs.geoscienceworld.org/gsa/gsabulletin/article-abstract/67/5/597/4811/EVOLUTION-OF-DRAINAGE-SYSTEMS-AND-SLOPES-IN?redirectedFrom=fulltext. Acesso em: 10 abr. 2020.

SHABANI, F.; KUMAR, L.; ESMAEILI, A. Improvement to the prediction of the USLE K factor. **Geomorphology**, [online], v. 204, p. 229–234, 2014. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169555X13004133. Acesso em: 12 abr. 2020.

SHERMAN GE. **QGIS Quantum GIS User Guide**, 2018. Disponível em: https://www.qgis.org/pt_BR/site/. Acesso em: 14 mai. 2020.

SHI, Z. *et al*. Comparison of the soil losses from 7Be measurements and the monitoring data by erosion pins and runoff plots in the Three Gorges Reservoir region, China. **Applied Radiation and Isotopes**, [online], v. 69, n. 10, p. 1343-1348, 2011. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0969804311003393. Acesso em: 14 abr. 2018.

SHI, P. *et al.* Land-use changes and check dams reducing runoff and sediment yield on the Loess Plateau of China. **Science ofthe Total Environment**. v. 664, p. 984-994, 2019. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30769322/. Acesso em: 18 abr. 2020.

SILVA, F. B. **Geotecnologias no mapeamento de areas degradadas no núcleo de desertificação em Gilbués, PI**. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Piaui, Teresina, 2008.

SILVA, I. A. D. S. **Clima e arenização em gilbués-piauí : dinâmica das precipitações e a vulnerabilidade da paisagem aos eventos**. 2014. 184 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Goiania, Goiânia, 2014.

SMITH, D. D. Interpretation of soil conservation data for field use. **Agriculture Engineering**, 22, p. 173–175, 1941.

SMITH, D. D. & Whitt, D. M.. Evaluating soil losses from field area. **Agriculture Engineering**, 29, p. 394–396, 1948.

SONG, Y. A review of soil erodibility in water and wind erosion research. **Journal of Geographical Sciences**, [online], v. 15, n. 2, p. 167, 2005. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/BF02872682. Acesso em: 08 mar. 2020.

SYRBE, R. *et al.* Indicators for a nationwide monitoring of ecosystem services in Germany exemplified by the mitigation of soil erosion by water. **Ecological Indicators**, [online], v. 94, p. 46-54, 2018. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X1730290X. Acesso em: 10

abr. 2020.

TIBEBE, D.; BEWKET, W. Surface runoff and soil erosion estimation using the SWAT model in the Keleta Watershed, Ethiopia. **Land Degradation and Development**, [online], v. 22, n. 6, p. 551–564, 2011. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.1034. Acesso em: 12 abr. 2020.

TIECHER, T. *et al*. Combining visible-based-color parameters and geochemical tracers to improve sediment source discrimination and apportionment. **Science of the Total Environment**, [online], v. 527–528, p. 135–149, 2015. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969715300401. Acesso em: 14 abr. 2018.

VAEZI, A. R.; ZARRINABADI, E.; AUERSWALD, K. Interaction of land use, slope gradient and rain sequence on runoff and soil loss from weakly aggregated semi-arid soils. **Soil and Tillage Research**, [online], v. 172, p. 22-31, 2017. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198717300879. Acesso em: 08 mar. 2020.

VAEZI, A. R. *et al*. Modeling sediment yield in semi-arid pasture micro-catchments, NW Iran. **Land Degradation & Development**, [online], v. 28, n. 4, p. 1274-1286, 2017. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.2526. Acesso em: 10 abr. 2020.

VAN PELT, R. S. *et al.* Validation of the wind erosion stochastic simulator (WESS) and the revised wind erosion equation (RWEQ) for single events. **Environmental Modelling & Software**, [online], v. 19, n. 2, p. 191-198, 2004. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364815203001221. Acesso em: 12 abr. 2020.

VÁSQUEZ-MÉNDEZ, R. *et al*. Soil erosion and runoff in different vegetation patches from semiarid Central Mexico. **Catena**, [online], v. 80, n. 3, p. 162-169, 2010. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816209002124. Acesso em: 14 abr. 2018.

VENTE, J. de.; POESEN, J.; VERSTRAETEN, G. The application of semi-quantitative methods and reservoir sedimentation rates for the prediction of basin sediment yield in Spain. **Journal of Hydrology**, USA, v. 305, n. 1-4, p. 63-86, 2005.

WANTZEN, K. M.; DRAGO, E.; DA SILVA, C. J. Aquatic habitats of the Upper Paraguay River-Floodplain-System and parts of the Pantanal (Brazil). **International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology**, [online], v. 5, n. 2, p. 107-126, 2005. Disponível em: http://www.ecohydro.pl/pdfs/abstracts/vol5no2_2005_abstracts.pdf. Acesso em: 08 mar. 2020.

WOODRUFF, N. P; SIDDOWAY, F. H. A wind erosion equation. **Soil Science Society of America Journal**, [online], v. 29, n. 5, p. 602-608, 1965. Disponível em: https://acsess.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2136/sssaj1965.03615995002900050035x. Acesso em: 10 abr. 2020.

WCD, W. C. **Dams and Development:** A New Framew ork for Decision-M aking London World Commission on Dams, 2001. Disponível em: https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Dams and development&publication_year=2000&author=WCD. Acesso em: 12 abr. 2020.

WEI, T. X.; LIU, Y. H. The cover-management factor (C) on woodlands of the hilly areas of the Loess Plateau in North China. **Phyton, International Journal of Experimental Botany**, [online], v. 85, n. C, p. 305–313, 2016. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/313648239_The_cover-management_factor_C_on_woodlands_of_the_hilly_areas_of_the_Loess_Plateau_in_North_China. Acesso em: 12 abr. 2020.

WILLIAMS, J. R.; BERNDT, H. D. Sediment yield computed with universal equation. **Journal of the Hydraulics Division**, [online], v. 98, n. Hy 12, 1972. Disponível em: https://cedb.asce.org/CEDBsearch/record.jsp?dockey=0128012#:~:text=Abstract%3A,modified%20to%20increase%20computational%20efficiency. Acesso em: 14 abr. 2018.

WISCHMEIER, W. H.; JOHNSON, C. B.; CROSS, B. V. J. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **Journal of soil and water conservation**, [online], 1971. Disponível em: https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201302239293. Acesso em: 08 mar. 2020.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses:** a guide to conservation planning. USDA: Agric. Handbooks, 1978.

ZHANG, S. *et al*. Effective water surface mapping in macrophyte-covered reservoirs in NE Brazil based on TerraSAR-X time series. **International journal of applied earth observation and geoinformation**, [online], v. 69, p. 41-55, 2018. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0303243418301788. Acesso em: 10 abr. 2020.

ZHANG, S. *et al*. Bathymetric survey of water reservoirs in north-eastern Brazil based on TanDEM-X satellite data. **Science of the Total Environment**, [online], v. 571, p. 575-593, 2016. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969716314693. Acesso em: 12 abr. 2020.

ZHANG, X. C. J.; WANG, Z. L. Interrill soil erosion processes on steep slopes. **Journal of Hydrology**, USA, v. 548, p. 652-664, 2017.

ZHAO, G. *et al*. Sediment yield and sources in dam-controlled watersheds on the northern Loess Plateau. **Catena**, [online], v. 149, p. 110-119, 2017. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S034181621630371X. Acesso em: 14 abr. 2018.

ZHAO, G. *et al*. Sediment yield reduction associated with land use changes and check dams in a catchment of the Loess Plateau, China. **Catena**, [online], v. 148, p. 126-137, 2017. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/303484979_Sediment_yield_reduction_associated_with_land_use_changes_and_check_dams_in_a_catchment_of_the_Loess_Plateau_China.

Acesso em: 08 mar. 2020.

ZHOU, Q. *et al*. A soil erosion assessment of the upper Mekong River in Yunnan Province, China. **Mountain Research and Development**, [online], v. 34, n. 1, p. 36-47, 2014. Disponível em: https://bioone.org/journals/mountain-research-and-development/volume-34/issue-1/MRD-JOURNAL-D-13-00027.1/A-Soil-Erosion-Assessment-of-the-Upper-Mekong-River-in/10.1659/MRD-JOURNAL-D-13-00027.1.full. Acesso em: 10 abr. 2020.

APÊNDICE A - ACERVO DO AUTOR

Sede do NUPERADE, 2018

Placa de fundação na sede do NUPERADE, 2018

Imagem aérea de uma barragem no período seco no NUPERADE, 2018

Barragem com sedimento acumulado, 2019

Gramínea tipica da área de estudo, 2019

Cobertura de solo, 2019

Barragem com água acumulada, 2019

Barragem com água rica em sedimentos, 2019

Erosão tipo pedestal, 2018

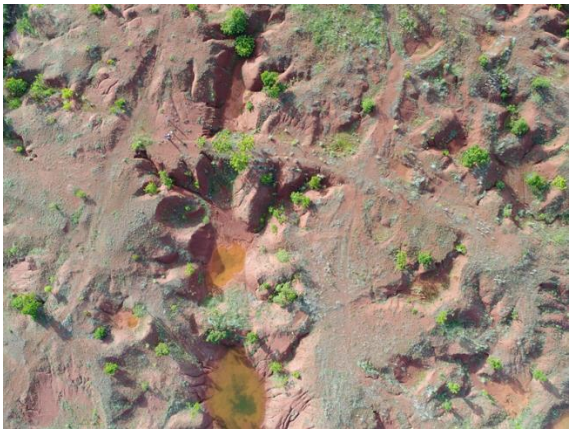
Detalhe da erosão laminar, 2018

Voçoroca de grande proporção, 2018

Erosão linear, 2018

Imagem aérea de duas barragens com diferentes concentrações de sedimento, 2018

Imagem aérea do padrão do relevo da área, 2018



Sequêcias de barragens, 2018

Parcela de erosão com os pinos instalados, 2019

Interior de uma barragem com sedimento acumulado, 2018

Interior de uma barragem com sedimento acumulado, 2018

Detalhe da cerosidade do solo, 2018

Enconta de uma voçoroca de grande porte, 2018

Vista geral do NUPERADE, 2019