

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**TERRAÇOS COM CULTIVO IRRIGADO NA RECUPERAÇÃO
DE ÁREAS DEGRADADAS NA GERAÇÃO DE SERVIÇOS
AMBIENTAIS**

Maria Ângela Cruz Macêdo Dos Santos

**CRUZ DAS ALMAS, BAHIA
MAIO DE 2021**

TERRAÇOS COM CULTIVO IRRIGADO NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS NA GERAÇÃO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS

Maria Ângela Cruz Macêdo dos Santos

Agrônoma

Universidade Federal do Cariri, 2015

Mestre em Engenharia Agrícola

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2018

Tese apresentada ao Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia como requisito parcial para a obtenção do Título de Doutora em Engenharia Agrícola, área de Concentração: Agricultura Irrigada e Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Lucas Melo Vellame

Coorientador: Prof. Dr. Alisson Jadavi
Pereira da Silva

Coorientador: Prof. Dr. José Carlos de
Araújo

**CRUZ DAS ALMAS, BAHIA
MAIO DE 2021**

FICHA CATALOGRÁFICA

S2371 Santos, Maria Ângela Cruz Macêdo dos.
Terraços com cultivo irrigado na recuperação de áreas degradadas na geração de serviços ambientais. / Maria Ângela Cruz Macêdo dos Santos. _ Cruz das Almas, Bahia, 2021.
133f.; il.

Orientador: Lucas Melo Vellame.
Coorientador: Alisson Jadavi Pereira da Silva.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas, Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola.

1.Água na agricultura – Irrigação – Manejo. 2.Meio ambiente – Preservação. 3.Semiárido – Análise. I.Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas. II.Araújo, José Carlos. III.Título.

CDD: 631.587

Ficha elaborada pela Biblioteca Central de Cruz das Almas - UFRB.
Responsável pela Elaboração - Antonio Marcos Sarmento das Chagas (Bibliotecário - CRB5 / 1615) &
Neubler Nilo Ribeiro da Cunha (Bibliotecário - CRB5/1578)
(os dados para catalogação foram enviados pelo usuário via formulário eletrônico).|

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**TERRAÇOS COM CULTIVO IRRIGADO NA RECUPERAÇÃO DE
ÁREAS DEGRADADAS NA GERAÇÃO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS**

**Comissão Examinadora da Defesa de Tese de
Maria Ângela Cruz Macêdo dos Santos**

Aprovada em: 26 de maio de 2021

Prof. Dr. Lucas Melo Vellame
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Orientador

Prof. Dr. Rafael Dreux Miranda Fernandes
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Examinador Interno

Prof. Dr. (a) Ligia Borges Marinho
Universidade do Estado da Bahia
Examinador Externo

Prof. Dr. Paulo Romero Guimarães Serrano
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Examinador Externo

Prof. Dr. Antonio Álisson Fernandes Simplício
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão
Examinador Externo

AGRADECIMENTOS

Primeiramente e sempre agradeço a Deus e todos seres e divindades de luz.

À Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) pela concessão da bolsa de estudo no Doutorado, Pedido Nº 858/2018, Termo de Outorga de Bolsa BOL0165/2018.

À minha mãe Francisler, meu pai José Hilton e meu irmão Erivelton, pelo amor, confiança e apoio durante essa jornada.

Ao meu companheiro de jornada e de vida Alisson Amaral. Todos os momentos que dividimos juntos são um acalento de amor e companheirismo que tornam minha vida mais doce e me tornaram mais forte ao longo desse período acadêmico.

Aos meu irmão Ailton pela confiança que sempre tem em mim e por dividir comigo essa caminhada acadêmica.

Ao meu orientador Lucas Melo Vellame pela amizade, confiança, ensinamentos e boas risadas.

Aos meus coorientadores Alisson Jadavi e José Carlos por todos os ensinamentos e confiança para desenvolvermos essa pesquisa.

Ao professor Márcio pelo apoio a está pesquisa, pelos ensinamentos e disponibilidade para contribuir com seu conhecimento.

À Universidade Federal do Recôncavo da Bahia e ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola pelos anos acadêmicos de Pós Graduação e por todo apoio ao desenvolvimento desta pesquisa.

Ao Laboratório de Solos da UFRB, em especial ao professor Luciano e ao seu orientando Fabiano cujos ensinamentos e auxílio foram fundamentais para alcançarmos os objetivos pretendidos.

À Lucas Batista, Juliana Sanchez, Igor, Djalma, Evelyn e todos os colegas que me apoiaram e dividiram comigo conhecimento e bons momentos.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para realização e concretização desta pesquisa.

TERRAÇOS COM CULTIVO IRRIGADO NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS NA GERAÇÃO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS

RESUMO: O semiárido brasileiro, por ser uma região marcada pelos cenários de escassez hídrica, encontrou novas perspectivas de desenvolvimento na agricultura irrigada, contudo, vem sofrendo ao longo dos anos os impactos das atividades agrícolas mal manejadas. A temática serviços ambientais traz novas perspectivas de coexistência entre a produção na agricultura irrigada e a preservação do meio ambiente, garantindo sustentabilidade e equilíbrio. Diante disso, o objetivo desta pesquisa é utilizar a modelagem agro-hidrológica para verificar se a irrigação associada a práticas conservacionistas, como técnica adotada na atividade agricultura, é capaz de promover a obtenção de serviços ambientais na bacia hidrográfica do médio Salitre no semiárido brasileiro. O local experimental está dividido em duas áreas: recuperada e degradada, e localizado no município de Campo Formoso, Bahia, Brasil. A área recuperada corresponde a uma área com presença de terraço com dois patamares e cultivado com gramínea irrigada, ao lado está a área degradada com 12% de declividade no sentido do leito do rio, solo exposto e presença de voçorocas. Entre 17 de janeiro e 28 de abril de 2019 foi realizado no local de estudo o monitoramento meteorológico das variáveis: temperatura, precipitação, umidade relativa, velocidade do vento e radiação solar, através da instalação de uma estação climatológica completa, bem como da umidade no solo através de sensores eletrônicos. Os sensores foram confeccionados e calibrados em laboratório. Amostras de solos deformadas e indeformadas de ambas as áreas foram coletadas nas profundidades de 0-25 cm e 25-50 cm para análises das propriedades indicadoras da qualidade do solo químicas, físicas e teor de matéria orgânica. O modelo Agro - hidrológico Hydrus 1D foi utilizado para o estabelecimento das propriedades hidráulicas do solo via modelagem inversa através de um experimento de evaporação em casa de vegetação. O modelo hidrológico SWAP foi empregado para a simulação do balanço hídrico nas áreas de estudo. Os resultados demonstram que a calibração dos sensores foi eficiente para representação, com confiabilidade, as variações de umidade até a capacidade de campo. Nas análises de solo observa-se que o solo da área recuperada apresenta melhor qualidade física e química, apesar de não existirem diferenças quanto ao teor de matéria orgânica entre as áreas. Quanto as propriedades hidráulicas, o solo da área recuperada apresenta maior retenção de água na profundidade de 0-25 cm e menor valor de condutividade hidráulica (K_s), quando comparado ao solo da área degradada. Não existem diferenças de retenção entre as áreas para as profundidades de 25-50 cm, e a área recuperada apresenta maior K_s . As diferenças observadas no balanço hídrico entre as áreas de estudo possibilitaram demonstrar a relevância do manejo e da irrigação na melhoria das condições ambientais na área recuperada, o que implica de maneira positiva e diretamente em ganhos para o ecossistema. Só em armazenamento de água no solo a área recuperada apresentou 29,41% a mais que a degradada. A melhoria das condições ambientais pôde ser qualificada através da indicação dos serviços ecossistêmicos de regulação ligados a ela.

Palavras-Chave: Manejo água e solo; Monitoramento; Modelagem; semiárido; meio ambiente

TERRACES WITH IRRIGATED CULTIVATION IN THE RECOVERY OF DEGRADED AREAS IN THE GENERATION OF ENVIRONMENTAL SERVICES

ABSTRACT: The Brazilian semiarid, being a region marked by water scarcity scenarios, found new development perspectives in irrigated agriculture, however, it has suffered over the years the impacts of poorly managed agricultural activities. The theme of environmental services brings new perspectives of coexistence between production in irrigated agriculture and the preservation of the environment, ensuring sustainability and balance. Therefore, the objective of this research is to use agro-hydrological modeling to verify whether irrigation associated with conservation practices, as a technique adopted in the agricultural activity, is capable of promoting the achievement of environmental services in the hydrographic basin of the middle Salitre in the Brazilian semiarid region. The experimental site is divided into two areas: recovered and degraded, and located in Campo Formoso, Bahia, Brazil. The recovered area corresponds to an area with the presence of a terrace with two levels and cultivated with irrigated grass, next to it is the degraded area with 12% slope towards the river bed, exposed soil and presence of gullies. Between January 17 and April 28, 2019, the meteorological monitoring of the variables: temperature, precipitation, relative humidity, wind speed and solar radiation was carried out at the study site, through the installation of a complete climatological station, as well as the humidity in the ground through electronic sensors. Sensors were manufactured and calibrated in the laboratory. Samples of deformed and undisturbed soils from both areas were collected at depths of 0-25 cm and 25-50 cm for analysis of chemical and physical soil quality indicator properties and organic matter content. The Hydrus 1D Agro-hydrological model was used to establish the hydraulic properties of the soil via inverse modeling through an evaporation experiment in a greenhouse. The SWAP hydrological model was used to simulate the water balance in the study areas. The results demonstrate that the sensors calibration was efficient to represent, with reliability, the humidity variations until the field capacity. In the soil analysis, it is observed that the soil in the recovered area has better physical and chemical quality, although there are no differences in the organic matter content between the areas. As for the hydraulic properties, the soil in the recovered area presents greater water retention at a depth of 0-25 cm and a lower value of hydraulic conductivity (Ks), when compared to the soil in the degraded area. There are no retention differences between the areas for depths of 25-50 cm, and the recovered area has higher Ks. The differences observed in the water balance between the study areas made it possible to demonstrate the relevance of management and irrigation in improving environmental conditions in the recovered area, which positively and directly implies gains for the ecosystem. Only in soil water storage the recovered area presented 29.41% more than the degraded area. The improvement of environmental conditions could be qualified through the indication of regulatory ecosystem services linked to it.

Key words: Management water and soil; Monitoring; Modeling; Semiarid; environment

SUMÁRIO

1 Introdução geral.....	1
2 Objetivos.....	3
2.1 Objetivo Geral.....	3
2.2 Objetivos Específicos	3
3 Hipótese a ser testada.....	3
4 Revisão de literatura.....	4
4.1 Semiárido brasileiro	4
4.2 Secas.....	7
4.3 Desertificação	9
4.4 A irrigação e o semiárido: breve histórico.....	11
4.5 Serviços ambientais: definição e relação com a agricultura	14
4.6 Irrigação e os serviços ambientais.....	17
4.7 Modelagem hidrológica no semiárido: Aplicações dos modelos Hydrus 1D e SWAP	19
4.8 A Bacia Hidrográfica do Rio Salitre.....	25
4.8.1 Demanda hídrica na bacia e a agricultura irrigada	27

CAPITULO I

Qualidade do solo em área recuperada e degradada no Médio Curso do Rio Salitre no semiárido brasileiro.....	42
Resumo	42
Abstract	43
1 Introdução.....	44
2.1 Área experimental.....	45
2.2 Análises de solo.....	46
2.2.1 Análises físicas	47
2.2.2 Análise química e de matéria orgânica.....	51
3 Resultados e discussão.....	51
3.1 Análise de solo	51
3.3.2 Análises químicas.....	57
4 Conclusão.....	61
5 Referências	61

CAPITULO II

Avaliação de sensores eletrônicos de baixo custo para monitoramento da umidade do solo em área experimental no semiárido Baiano	68
Resumo	68
Abstract	69
1 Introdução.....	70
2 Material e métodos	71
2.1 Confeção dos sensores	71
2.2 Calibração dos sensores	72
2.2.1 Área de coleta das amostras de solo.....	72
2.2.2 Procedimento para calibração e avaliação	74
3 Resultados e discussão	76
4 Conclusão.....	81
6 Referências	81

CAPITULO III

As relações entre manejo irrigado e serviços ecossistêmicos em uma área experimental no semiárido brasileiro: modelagem das propriedades do solo e balanço hídrico.....	84
Resumo	84
Abstract	85
1 Introdução.....	86
2 Material e métodos	87
2.1 Local do estudo	87
2.2 Instrumentação e monitoramento	89
2.3 Modelagem das propriedades e processos hídricos do solo	90
2.3.1 Modelagem inversa com Hydrus - 1D.....	90
2.3.2 Modelagem com SWAP.....	93
2.4 Avaliação dos serviços ecossistêmicos	96
3 Resultados e discussões	97
3.1 Modelagem inversa com Hydrus - 1D.....	97
3.2 Modelagem com SWAP.....	100
3.2.1 Processos hidrológicos nas áreas de estudo.....	104
3.3 Serviços ecossistêmicos.....	107
4 Conclusão.....	113

5 Referências	113
ANEXO	120
Considerações Finais	121

1 Introdução geral

O semiárido brasileiro ganhou novas perspectivas de produção agrícola com o desenvolvimento da agricultura irrigada, contudo, vem sofrendo ao longo dos anos os impactos das atividades agrícolas mal manejadas e da exploração demasiada do ambiente e dos seus recursos naturais.

Os processos de erosão e desertificação em regiões áridas e semiáridas, por exemplo, são problemas de destaque e debates no mundo todo, diante dos impactos ambientais, sociais, e econômicos gerados, sendo pautados constantemente em planejamento de políticas públicas. Para Dias Filho e Ferreira (2013) a preocupação com as questões ambientais, estão cada dia mais em evidência e esse fato vem mudando os aspectos abordados sobre o manejo dos sistemas agrícolas.

A irrigação é uma técnica explorada no semiárido brasileiro que se apresenta envolta em problemáticas sobre diferentes óticas, a citar a baixa eficiência de alguns sistemas utilizados, salinização de áreas, drenagem inadequada e contaminação de lençóis freáticos, manejo inadequado, e a própria modificação provocada ao ambiente natural (Brito et al., 2010).

Ao mesmo tempo que tornou-se uma técnica fundamental na manutenção e diversificação dos ecossistemas agrícolas no semiárido, diante do regime hídrico na região, e perante as previsões climáticas futuras ela será cada vez mais decisiva quanto à manutenção desses ecossistemas, entretanto, é preciso repensar a implantação e manejo dos sistemas de irrigação, para o ambiente agrícola ser capaz de ofertar múltiplos benefícios além dos conhecidos pela sociedade (por exemplo: fornecimento de alimentos, emprego, renda, desenvolvimento regional) e ser capaz de manter e/ou prover serviços ambientais.

A temática serviços ambientais traz as novas perspectivas de coexistência entre produção agrícola e preservação do meio ambiente para garantir a sustentabilidade e o equilíbrio. Ainda que existam impactos advindos dos ecossistemas agrícolas, estes possuem a capacidade de manter certas características do ecossistema nativo quando bem manejados, proporcionando benefícios como a proteção do solo, promoção da infiltração, fornecer matéria orgânica e promover o sequestro de carbono pela biomassa vegetal (Swinton et al., 2007; Dias Filho e Ferreira, 2013). A maioria dos estudos sobre os serviços ambientais no Brasil estão na região do bioma Mata Atlântica ((Borges e Manfrinato, 2014; Parron et al., 2015).

Apesar de também ser conhecida a vulnerabilidade e importância do ecossistema da caatinga.

Portanto, assim como os ecossistemas agrícolas irrigados os processos de degradação são uma realidade no semiárido. Como proceder para atrelar o ambiente irrigado à mitigação da degradação em áreas antropizadas? Os serviços ambientais podem ser uma resposta.

O manejo adequado associado à práticas de conservação do solo e da água dentro dos sistemas de produção na agricultura irrigada são capazes de promover os serviços ambientais, gerando um processo de troca positivo em que o meio ambiente e o cultivo agrícola são favorecidos, portanto, beneficiando o ambiente e o produtor que é diretamente dependente desse ambiente. Na literatura acadêmica existem relevantes pesquisas demonstrando que em agroecossistemas irrigados a geração de serviços ambientais é possível (por exemplo, Wei et al., 2009; Calatrava et al., 2011; Fleming et al., 2014; Ricart e Clarimont, 2016; Li et al., 2017; Venkatachalam e Balooni, 2018).

No intuito de entender essa complexidade de relações foi pautado o objetivo dessa pesquisa, a qual foi dividida em três capítulos. O local experimental está dividido em duas áreas: recuperada e degradada, e localizado no município de Campo Formoso, Bahia, Brasil, no semiárido brasileiro.

O capítulo I aborda as propriedades físicas: textura, agregados, densidade, resistência à penetração, macroporosidade, microporosidade e porosidade total; químicas: potencial hidrogeniônico, capacidade de troca de cátions, soma de bases, Saturação por bases e macronutrientes; e de matéria orgânica, para evidenciar ganhos e/ou perdas na qualidade do solo entre as áreas. O capítulo II traz a determinação e avaliação das curvas de calibração de sensores eletrônicos que foram manufaturados para obtenção da umidade do solo nas áreas. No capítulo III é avaliado através da modelagem agro-hidrológica melhorias na retenção e balanço de água no solo que possam representar a obtenção de serviços ambientais.

2 Objetivos

2.1 Objetivo Geral

Utilizar a modelagem agro-hidrológica para verificar se a irrigação associada a práticas conservacionistas, como técnica adotada na atividade agricultura, é capaz de promover a obtenção de serviços ambientais na bacia hidrográfica do médio Salitre no semiárido brasileiro.

2.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar o solo degradado e recuperado quanto às características físico-hídricas, química e de estruturação (Capítulo I);
- Confeccionar sensores eletrônicos, determinar e avaliar suas curvas de calibração para os solos das áreas recuperada e degradada (Capítulo II);
- Determinar, por meio da modelagem agro-hidrológica, as propriedades hidráulicas do solo em áreas com distintas condições de uso (degradada e recuperada com uso da irrigação) (Capítulo III);
- Realizar o balanço hídrico em áreas degradada e recuperada, no médio curso do rio Salitre, utilizando modelagem agro-hidrológica (Capítulo III);
- Qualificar a geração de serviços ambientais de regulação, quanto a melhoria nas qualidades estruturais, de infiltração, armazenamento de água e proteção do solo (Capítulo III);

3 Hipótese a ser testada

A adoção de um manejo adequado em área de recuperação e a recuperação de áreas sob degradação, associadas ao uso da irrigação, pode ajudar a promover melhorias ambientais, e essas melhorias são passíveis da geração de serviços ecossistêmicos, podendo ser avaliadas através do uso de modelos agro-hidrológicos.

4 Revisão de literatura

4.1 Semiárido brasileiro

A nova delimitação da região semiárida brasileira é dada de acordo com critérios estabelecidos nas resoluções do Conselho Deliberativo da Sudene de nº 107, de 27/07/2017 e de nº 115, de 23/11/2017, sendo composta pelos estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Minas Gerais, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe, totalizando 1.262 municípios, correspondendo a 12% do território nacional, e abrigando 27.870.241 de pessoas (Figura 1).

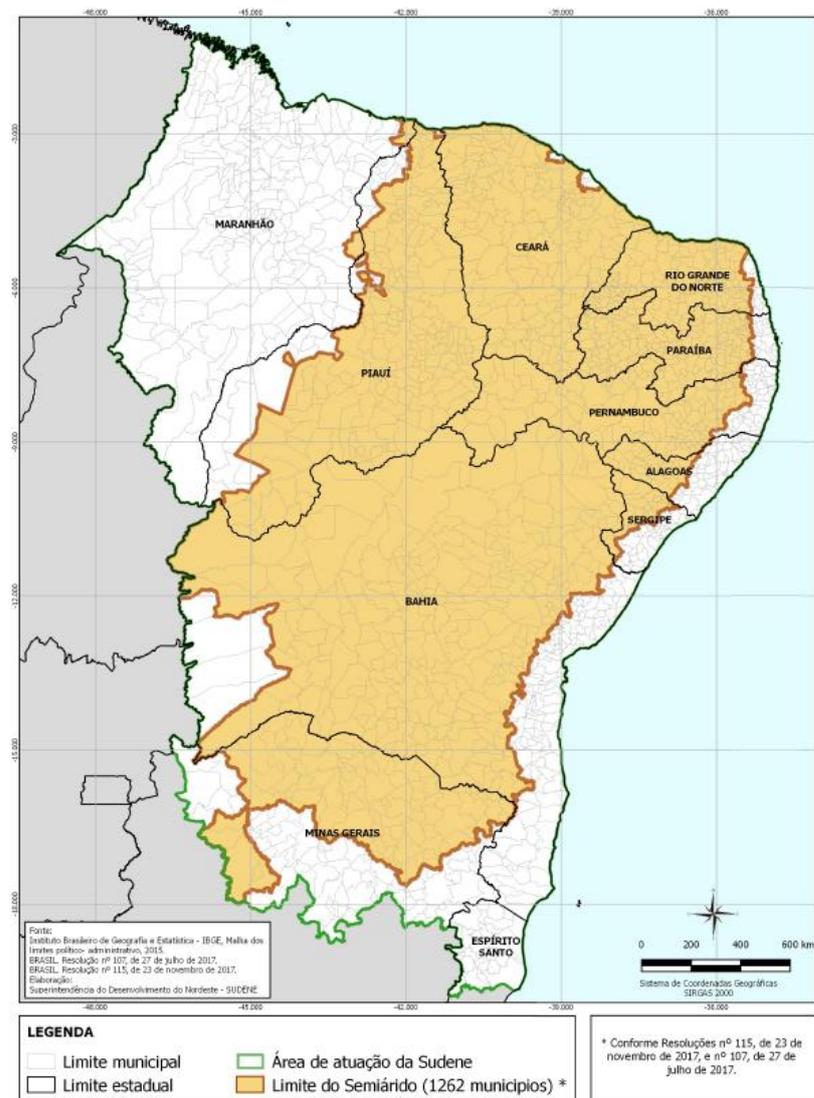


Figura 1. Nova delimitação da região semiárida brasileira (SUDENE, 2017).

Os critérios, utilizados para a delimitação, segundo a SUDENE (2017) estabelecem que:

“Precipitação pluviométrica média anual igual ou inferior a 800 mm;
Índice de Aridez de Thornthwaite igual ou inferior a 0,50;
Percentual diário de déficit hídrico igual ou superior a 60%, considerando todos os dias do ano.”

Metade dos estados nordestinos tem mais de 85% da sua área no semiárido, sendo o Ceará o estado que possui maior percentual de sua área pertencente à região, são 146.889 Km² (ASA, 2019). No quesito municípios, a Bahia possui 278, Pernambuco 123, Ceará 175, Piauí 185, Rio Grande do Norte 147, Paraíba com 194, Alagoas com 38, Sergipe com 29, Maranhão com 2 e Minas Gerais com 91 (SUDENE, 2017).

A estrutura geológica, do semiárido nordestino, predominantemente de solos rasos, e rochas do embasamento cristalino que representam 57% da área total, resultam em aquíferos de pouca produtividade, vazões baixas e águas salinas (Cirilo, 2008; Martins et al., 2012; Magalhães, 2012). As bacias sedimentares ocupam 43% do território e representam em termos de potencialidade hídrica, os principais sistemas de aquíferos (Magalhães, 2012).

As precipitações apresentam uma grande variabilidade plurianual e irregularidade ao longo do ano (Kuster e Marti 2006; Marengo et al., 2011). A região apresenta atrelado a isso, alto potencial evaporativo, derivada das altas temperaturas e radiação solar incidente (Marengo et al., 2011). A evaporação no semiárido é três vezes maior do que a precipitação, atingindo valores de 3.000 mm/ano, desta forma, podemos dizer que o déficit não significa que não existe água ou não chove no semiárido, a grande questão é que, a evaporação é maior do que a chuva que cai (Marengo et al., 2006).

Segundo Martins et al., (2012) a combinação da alta evaporação e da alta variabilidade espaço-temporal das precipitações, resultam em déficit no balanço hídrico para quase todos os meses do ano. Com exceção do rio São Francisco, que nasce em zona úmida (Serra da Canastra, MG), a maioria dos cursos de água, apresentam regime hidrológico caracterizado com uma acentuada intermitência intra-

anual, apresentando entre seis e nove meses do ano vazões nulas, e quando da ocorrência de secas intensas, ultrapassando os dezoito meses (Campos et al., 2009).

Essa variação temporal e espacial do clima, marcada pelas precipitações pluviométricas, está diretamente ligada à disponibilidade hídrica, refletindo em anos chuvosos e outros extremamente secos (Marengo et al., 2011). A disponibilidade da água, pode ser quantificada através do balanço hídrico, servindo como indicador da sustentabilidade dos recursos hídricos (IGAM, 2018). Portanto, é de grande importância conhecer os processos hidrológicos envolvidos no balanço de água em uma bacia hidrográfica semiárida.

Para as regiões áridas e semiáridas Pilgrim et al., (1988) indicou que o perfil predominante do escoamento é hortoniano, ou seja, a taxa de precipitação excede a taxa potencial de infiltração, e MacIntyre et al., (2007) informou que para essas regiões os hidrogramas demonstram um aumento extremamente rápido do escoamento, que a maioria das vezes ocorre partido de um perfil de base nula de escoamento.

Apesar de escassos, os dados de precipitação e de escoamento superficial para as regiões áridas e semiáridas (Bracken et al., 2008) são importantes, a combinação desses fenômenos, gera uma das mais comuns formas de erosão hídrica, a erosão laminar, na qual uma lâmina do horizonte superior do solo fértil ou camada fina é removida uniformemente (Aksoy e Kavvas, 2005).

A eutrofização dos reservatórios e assoreamento dos mananciais são efeitos negativos da erosão e ainda, o aceleração dos processos erosivos acarreta a redução das camadas férteis do solo, ocasionando ainda risco de desertificação (Bakker et al., 2005; Cerdan et al., 2010).

A erosão é, portanto, um dos processos mais agressivos relacionados às perdas de solo, tanto que, é usada com frequência como indicador para avaliar a desertificação no semiárido (Matallo Júnior, 2001; Sá e Angelotti, 2009; Silva e Rios, 2020).

A degradação, antrópica, de áreas fundamentais para o ciclo hidrológico como: encostas, rios e nascentes, mangues, matas ciliares, comprometem quantitativamente e qualitativamente os recursos hídricos (INESP, 2008). O Cerrado e a Caatinga são os principais biomas do semiárido. A Caatinga apesar de possuir uma biodiversidade única, com espécies que não são encontradas em nenhum outro bioma terrestre, é o terceiro bioma mais desmatado (45% do semiárido), e o Cerrado é segundo, ambos perdem apenas para o bioma Amazônico (ASA, 2019). O desmatamento dessas áreas

está ligado diretamente aos impactos sobre os recursos hídricos, contribuindo para perda da biodiversidade, na ocorrência dos fenômenos de seca e com a desertificação (ASA, 2019).

Para Rodrigues et al. (2013) e Sousa et al. (2016), é importante a existência de mais estudos que mensurem os impactos hidrológicos decorrentes das atividades antrópicas ligadas ao desmatamento e às atividades agrícolas, e ainda, segundo Palácio et al. (2013), as técnicas de exploração sustentável no manejo da vegetação, além de pouco estudadas, não são conhecidas ou empregadas seja para produção de madeira, pastagens ou alimentos no semiárido.

4.2 Secas

Caracterizada com fenômeno climatológico, as secas, representam durante as estações chuvosas, a ausência, má distribuição, escassez, e frequência reduzida das precipitações pluviométricas (PAN 2004). Entretanto, podemos dividir as secas, segundo Carvalho (2012), em três tipos:

- Secas meteorológicas: esse fenômeno ocorre quando em período de meses ou anos ocorrem

as precipitações abaixo da normal, cujas causas são anomalias persistentes resultantes de anomalias temperaturas da superfície do mar (TSM) segundo padrões de circulação atmosférica de grande escala, ou outras condições remotas, essas anomalias são influenciadas por características específicas locais como temperatura, evaporação e umidade;

- Seca agrícola: Esse padrão de seca acontece quando são combinados evaporação acima da normal e precipitações abaixo da média, e com menos frequência a ocorrência das chuvas intensas, acarretando o período em que os solos ficam secos;

- Seca hidrológica: representa quando a água armazenada se esgota e não pode ser repostada, a água que está armazenada em reservatórios, aquíferos e lagos, como também as vazões dos rios, reduzem, a longo prazo, abaixo dos níveis médios.

No semiárido brasileiro as secas são frequentes e naturais (Sá e Angelotti, 2009; Camurça et al., 2016) e no contexto das mudanças climáticas a região é a mais exposta aos riscos da variabilidade do clima, estando sujeito ao aumento na frequência da ocorrência de secas com a diminuição das precipitações e aumento das temperaturas, intensificando as dificuldades de acesso a água (Marengo et al., 2011).

No semiárido brasileiro pode-se associar as secas ao fenômeno El Niño, uma anomalia de temperatura observada no Oceano Pacífico que apresenta um aumento de temperatura anormal que acarreta em precipitações abaixo da média histórica no semiárido, e a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), formada pela confluência dos ventos alísios do Hemisfério Norte com os ventos alísios do Hemisfério Sul, resultado na ascendência do ar com alto teor de vapor d'água que ao subir se resfria e condensa, dando origem as precipitações. A intensidade e posição da ZCIT nos trópicos é afetada pelas variações de padrões de Temperatura da Superfície do Mar (TSM) sobre os oceanos tropicais, desse modo, quando está posicionada mais ao norte em relação a linha do equador mais períodos de secas são observados (Marengo et al., 2011; Fehine, 2015; CGEE, 2016; Moura; 2020).

Estudos utilizando modelos climáticos regionais para projeções de climas futuros no Brasil demonstram que existe uma tendência de ocorrerem com maiores frequências eventos climáticos extremos e, portanto, secas ocasionais e secas severas podem ser ocasionadas ou agravadas pela interferência humana no ambiente (Sá e Angelotti, 2009).

O monitoramento das secas, sua intensidade e a previsibilidade são dificultadas devido à alta variabilidade temporal e espacial das precipitações, refletindo em incertezas sobre o impacto de sua ocorrência na economia da região semiárida, e ainda mais fortemente no planejamento e gerenciamento da disponibilidade hídrica (Pereira, 2012).

De acordo com a PAN (2005) os eventos de seca não ocorrem uniformemente nas regiões semiáridas do Brasil, em muitos desses, apenas algumas áreas do nordeste são afetadas. Nesse sentido, as áreas que se encontram sob a influência direta da Zona de Convergência Intertropical – ZCIT são as mais afetadas tanto na questão das secas plurianuais como anuais.

Para a região semiárida, das consequências negativas inerentes a seca a disponibilidade e segurança hídrica é uma das mais severas, com a redução nos volumes de água armazenados afetando a retirada direta nos reservatórios e retiradas em leitos regularizados, reduzindo liberação de vazão a jusante, e principalmente reduzindo a água disponível para os principais usos: abastecimento público, geração de energia elétrica, irrigação e indústria (Gondim et al., 2017). Nos anos de seca a demanda por recursos hídricos é exacerbada, os impactos da menor disponibilidade

hídrica ainda são mais eminentes para pequenos produtores e a população mais pobre (Carvalho, 2012) tornando a seca, desse ponto de vista, um problema social.

4.3 Desertificação

A recorrência das secas e suas implicações sociais, econômica e políticas, não são somente o único problema nas regiões semiáridas, na atualidade a desertificação também é uma realidade em algumas dessas regiões, a ligação que se estabelece entre elas são as mudanças climáticas, que nos últimos séculos, vem ocorrendo lentamente e de forma crescente (Carvalho, 2012).

A desertificação é um processo que envolve diferentes e complexos fatores derivados das variações climáticas e das atividades humanas que interagem entre si, e compreende a degradação das terras nas zonas subúmidas secas, áridas e semiáridas (PAN, 2005; Sá e Angelotti, 2009).

Conforme o PAN (2005) 31,6 milhões de habitantes, correspondendo a 18,65% da população brasileira, vivem em áreas sujeitas a desertificação, essas áreas compreendem 1.338.076 km², aproximadamente 15,72% do território brasileiro.

Do ponto de vista climatológico, as irregularidades no clima como o aumento da frequência das secas, amplamente divulgadas pelo IPCC (2014), são mudanças que terão impactos diretos nas regiões semiáridas do Brasil, principalmente aquelas susceptíveis aos processos de desertificação, principalmente devido a sua vulnerabilidade ambiental e socioeconômica (CGEE, 2016).

As regiões semiáridas do Brasil serão as mais afetadas pelos impactos das mudanças climáticas, e os eventos extremos são os mais apontados por modelos climatológicos, espera-se, portanto, eventos de secas por praticamente todo o ano, e chuvas intensas que provoquem enchentes e toda uma problemática no contexto ambiental e socioeconômico (IPCC, 2007).

As tendências apresentadas em estudos demonstram que, principalmente para as regiões que dependem diretamente das chuvas, o aumento da evaporação causado pelo aquecimento e aumento da temperatura em até 2.5°C, irá reduzir a disponibilidade hídrica para consumo humano, animal e atividades produtivas, em um cenário mais pessimista o semiárido poderia vir a torna-se uma região árida (Marengo, 2006).

Partindo da perspectiva de como as ações humanas estão conectadas ao processo da desertificação Carvalho (2012) ao listar os impactos advindos das secas,

cita a desertificação, como impacto ambiental que acarreta a destruição do equilíbrio entre água, solo, vegetação, ar e qualidade de vida das pessoas que estão nas áreas sujeitas a esse processo. Ainda segundo o autor essa destruição advém da integração dos processos naturais ou induzidos, sociais e econômicos (Carvalho, 2012).

Podemos listar diversas atividades humanas como causas para ocorrência de tal fenômeno: queimadas, desmatamento, excesso de cultivo em sequeiro ou irrigados, mineração, sistemas de propriedade da terra, sobrepastoreio e superpopulação, extração em demasia de produtos vegetais (Rodrigues, 1997; Sá et al., 2009).

Magalhães (2009) citou a derrubada da caatinga como o ponto inicial da ação do homem sobre a desertificação, para o autor, o desmatamento da caatinga gera uma cascata de acontecimentos os quais podemos listar: redução da flora e da fauna, ou seja, destruição da biodiversidade; diminuição da umidade dos solos pela diminuição do processo de infiltração e a aceleração dos processos erosivos, acarretando em perdas de solo que tendem a causar processo de assoreamento de rios e perda da fertilidade desses solos, todos esses processos, levam não só a redução da disponibilidade hídrica como também ao seu esgotamento.

No contexto dos recursos hídricos o esgotamento do potencial hidrogeológico, salinização e contaminação das águas são umas das principais particularidades ligadas a desertificação no semiárido brasileiro, esses recursos têm diminuído principalmente devido ao assoreamento dos rios e açudes e ao aumento das taxas de evaporação (CGEE, 2016).

Todos esses impactos refletem diretamente nas populações que residem nessas áreas prejudicando o uso da terra e a qualidade de vida dessas pessoas no campo e as perspectivas de um desenvolvimento sustentável, gerando processos de abandono de terras e êxodo rural.

Segundo o MMA (2007) existem seis áreas denominadas núcleos de desertificação no semiárido, e citam quatro deles: Irauçuba no Ceará, Serindó nos estados da Paraíba e Rio Grande do Norte, Gilbués no Piauí e Cabrobó em Pernambuco. Já núcleos potenciais de estudo sobre desertificação são ainda, listados em Sertão do São Francisco no Nordeste do estado da Bahia e Cariri velhos no PB, por Perez-Marin et al. (2013), assim como, Silva e Rios (2018) divulgaram um alerta sobre processo de desertificação no médio curso do rio salitre em Campo Formoso na Bahia.

Deste modo, os processos erosivos, provenientes principalmente do escoamento superficial intensificado (erosão hídrica), a supressão da vegetação, a característica dos solos rasos, chão pedregosos e afloramentos rochosos são fatores iniciais como causa do processo de desertificação nas regiões semiáridas (CGEE, 2016),

4.4 A irrigação e o semiárido: breve histórico

No semiárido brasileiro, devido à escassez de água, a irrigação tornou-se uma ferramenta fundamental para produção agrícola principalmente para cultivos que não são de sequeiro. O desenvolvimento da irrigação no semiárido deu-se inicialmente após a construção dos açudes públicos e alcançou sua máxima expressão com a criação dos perímetros públicos de irrigação (ANA, 2017).

Historicamente o semiárido é marcado pelas secas, portanto, sucessivas políticas públicas de obras e ações para combatê-la foram criadas, resultado na obtenção de infraestruturas que na atualidade são aproveitadas nos projetos públicos de irrigação (Castro, 2018). Dentre esses projetos a criação da Inspetoria de Obras Contra as Secas (IOCS) em 1909, denominada em 1919 de Inspetoria Federal de Obras Contra as Secas (IFOCS) e só em 1945 de Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS) foi um marco no estudo da problemática no semiárido, tendo sido a primeira instituição voltada para obras de engenharia na região, e apesar de seus grandes feitos com destaque para a açudagem, no quesito irrigação os resultados não foram tão expressivos (DNOCS, 2016).

Tratando-se de irrigação o Rio São Francisco, possui uma região hidrográfica de extrema importância para o semiárido, com 62,5% do seu território (638.313km²) no Nordeste (MMA, 2006), diante disso, em 1948, foi criada a Comissão do Vale do São Francisco (CVSF) cujo planejamento era voltado para os usos múltiplos dos recursos hídricos pautando o aproveitamento econômico para a região nordeste.

A problemática advinda da seca rigorosa ocorrida em 1958, levou a necessidade da criação de propostas para solucionar a problemática do Nordeste, dando origem ao Grupo de Trabalho para o Desenvolvimento do Nordeste (GTDN), o qual publicou em 1959 o plano de ação: “Uma Política de Desenvolvimento Econômico do Nordeste” (Levy, 1981).

O GTDN, pautava a necessidade de rearranjar o uso do solo e da água para reestruturar a agricultura, enfatizando a pouca importância dada aos projetos de

açudagem e de barramentos para a irrigação, segundo o plano de ação, a irrigação seria a ferramenta para alavancar a agricultura de subsistência base econômica na região mitigando os impactos das secas (GTDN, 1959).

Em 1959, foi criada a Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE), tendo como base política o plano de ação do GTDN, que preconizava aplicar um modelo de desenvolvimento que mitigasse as desigualdades socioeconômicas, apresentadas na região em detrimento da região centro-sul, destacando no seu plano de ação, o desenvolvimento da irrigação, para a reorganização da agricultura, e principalmente explorando a potencialidade das terras irrigáveis no Vale do São Francisco (SUDENE, 1967).

Castro (2018) considera, até o ano de 1959, como o início da agricultura irrigada brasileira, englobando o semiárido, contudo, marcada por ações pouco significativas, e a irrigação voltada como uma atividade de suporte para a pecuária e para pequenas lavouras de subsistência, sendo realizada sem manejo adequado e tecnificado, acarretando em degradação do solo e salinização, e com as ações do governo sempre apresentando uma descontinuidade.

Logo mais em 1967, a então CVSF foi transformada em superintendência (SUVALE) e no período 1974, em Companhia de desenvolvimento do Vale do São Francisco (CODEVASF), objetivando a utilização dos recursos hídricos, com ênfase ao uso da irrigação, para alavancar o desenvolvimento no semiárido (SUDENE, 1967).

Em parceria com a FAO a Sudene realizou o levantamento de todas as áreas irrigáveis, que correspondem aos atuais perímetros irrigados em Juazeiro – BA: Salitre, Tourão, Maniçoba e Curaçá, e aos perímetros irrigados em Petrolina – PE: Bebedouro, Massangano (Nilo Coelho) e Pontal, dando inícios as mudanças expressivas no uso da terra e da irrigação no semiárido, Bebedouro inclusive foi o primeiro perímetro público irrigado, inaugurado em 1968 (Possídio, 1997; Bassoi, et al., 2010).

Foi, portanto, a partir da década de 70 que os projetos voltados para consolidação da agricultura irrigada no semiárido ganharam destaque, assim como os investimentos do governo federal (Fernandes et al., 2008). Pode-se destacar ainda relevantes projetos dessa nova fase da irrigação no Nordeste (Fernandes et al., 2008; Castro 2018): Plano Plurianual de Irrigação (PPI), 1970; Programa de Irrigação do Nordeste (PROINE), 1986; Programa de financiamento de equipamento para irrigação (PROFIR) em 1982 e o Programa de Apoio a Fruticultura Irrigada no Nordeste, 1996.

A irrigação, portanto, ganhou cada vez mais destaque, e os polos das agroindústrias, voltadas para exportação da agricultura irrigada, trouxeram um nova perspectiva de imagem para o semiárido (Silva, 2003).

Contudo, os projetos de irrigação também trouxeram impactos negativos, o uso de fertilizantes químicos e defensivos agrícolas levam a contaminação do solo, rios e águas subterrâneas, a deficiência dos sistemas de drenagem e o sobreuso da irrigação, causam a salinização dos solos, combinados com as secas e os processos de desertificação, levam a conflitos socioambientais cada vez mais graves (MMA, 2017; Milhorce et al., 2019).

Atualmente a Codevasf coordena vinte e quatro projetos de irrigação, está na fase de implantação de seis novo e possui três em estudo. Nos perímetros já implantados predominam os sistemas de irrigação por superfície, aspersão, microaspersão e gotejamento (Codevasf, 2020). Os sistemas pressurizados foram implantados no intuito de reduzir as perdas na aplicação da água nos cultivos agrícolas e minimizar as altas demandas advindas dos métodos não pressurizados (CBHS, 2017a; ANA, 2017). Na irrigação de base familiar, os poços “Amazonas” são o principal suporte da irrigação em vales aluviais, entretanto, existe a carência de políticas e ações para o gerenciamento da exploração desses poços (Montenegro e Montenegro, 2012).

Quanto aos estímulos a irrigação no semiárido, principalmente nos distritos públicos de irrigação, apresenta-se uma discrepância muito grande entre os seus beneficiários, os mais privilegiados são agricultores selecionados e empresas, enquanto pequenos produtores representam uma pequena parcela, diante do grande investimento na política da irrigação (Sobel e Ortega, 2011). Para Castro (2017) remodelar a política da irrigação, de modo a englobar um maior número de beneficiários, significa investir em novos estímulos ao desenvolvimento da irrigação no semiárido.

A SUDENE deliberou em 2019 o novo PRDNE (Plano Regional de desenvolvimento do Nordeste), o plano em suas ações indicativas apoia o fortalecimento da irrigação, implantação de novos projetos e a implementação dos já existentes, abrangendo desde os pequenos produtores até os grandes polos irrigados no semiárido. Destaca-se também do plano, a importância da recuperação das áreas degradadas e desertificadas, a inclusão socioambiental das comunidades que reside

em tais áreas, e estratégias para implantação de pagamento por serviços ambientais (SUDENE, 2019).

4.5 Serviços ambientais: definição e relação com a agricultura

Na literatura especializada existem diversas maneiras de definir os serviços ambientais (Whately e Hercowitz, 2008). Para o Instituto de pesquisa Ambiental da Amazônia (2015) como alternativa de manter a vida na terra, através dos ecossistemas, a própria natureza gera os serviços ambientais, acarretando na manutenção da biodiversidade e consentindo geração de produtos que servem de bens de consumo para o homem. Tais serviços prestados pela natureza também são conhecidos como serviços ecossistêmicos (MMA, 2019). Para Tancoigne et al. (2014) os serviços que os seres humanos prestam ao ecossistema, são os serviços ambientais, e é nesses que se encontram mais ativas as ciências agrícolas. Na prestação do serviço ambiental a sociedade interfere intencionalmente na dinâmica do ecossistema (Muradian et al., 2010).

Para elucidar melhor as definições, é bom entendermos que o termo, serviços ambientais e o que na América Latina conhecemos como “Pagamento por Serviços ambientais”, deriva da expressão em inglês: “*Payments for ecosystem services*”, ou seja, pagamento por serviços ecossistêmicos/ecológicos (Irigaray, 2008).

É importante destacar que na literatura ambos os termos são empregados como sinônimos, apesar de que, o termo ecossistêmico é o mais utilizado. Na maioria das pesquisas os autores demonstram, através dos seus cenários de estudo, como todo manejo (ex.: florestal, agrícola, agropecuário) realizado de forma adequada no ambiente torna-se provedor de serviços ecossistêmicos (Wei et al., 2009; Fleming et al., 2014; Parron e Garcia, 2015; Li et al., 2017; Ricart e Clarimont, 2016; Embrapa, 2020).

Conforme a Avaliação Ecossistêmica do Milênio e o Panorama da Biodiversidade Global (2010) e a pode-se dividir os serviços ecossistêmicos em quatro categorias:

- Serviços reguladores: Os benefícios oriundos das regulações vitais dos processos nos ecossistemas, entre eles controle do clima, erosão, fluxo de água, remoção de poluentes proteção contra deslizamento de terra;
- Serviços de provisão: benefícios fornecidos diretamente para as pessoas, pela capacidade do ecossistema em fornecer bens (madeira, plantas medicinais, peixes);

- Serviços culturais: são benefícios não materiais que proporcionam o bem estar da sociedade. São obtidos através da capacidade do ecossistema em fornecer opções de recreação, beleza estética (turística) e valor espiritual;

- Serviços de suporte: são benefícios indiretos para as pessoas, mas são necessários para o funcionamento do ecossistema e conseqüentemente para a existência dos demais benefícios, por exemplo: processo de crescimento das plantas, diversidade biológica e a formação dos solos.

Mais atualmente são consideradas apenas as categorias de serviços: regulação, provisão e culturais, através de iniciativas da Plataforma Intergovernamental da Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos (IPBES) e da Classificação Internacional Comum dos Serviços Ecosistêmicos (CICES), já os serviços de suporte, deixaram de se enquadrar como categoria e passaram a ser classificados como funções ecosistêmicas, ou seja são base fundamental para existência dos demais serviços (MMA, 2019).

O Programa Produtor de Água (PPA) da Agência Nacional de Águas, pautado na lei 9433/97 da Política Nacional de Recursos Hídricos, objetiva a conservação dos recursos hídricos através da adoção de ações técnicas (por ex.: manutenção de áreas de recarga hídrica) que resultem na conservação ambiental, e também é pautado em uma remuneração financeira (PSA hídrico) (ANA, 2018).

Mais atualmente foi instituída a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais sob a Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021, e dentre as suas ações passíveis de Pagamento Federal por geração de serviços ambientais estão a integração das políticas agrícolas, ambientais e hídricas para manter e recuperar os serviços ecosistêmicos e ainda, o manejo sustentável dos sistemas agrícolas para conservação do solo e da água, da biodiversidade e captação e retenção de carbono.

O Mercado ambiental no mundo movimentou em 2009, US\$ 772 bilhões, cuja maior parte está concentrada nos países desenvolvidos, contudo, o mercado de bens e serviços ambientais latino – americano é dominado pelo Brasil, correspondendo a US\$ 15,9 bilhões, ou seja 47% do mercado mundial (Environmental Business International, 2018).

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (2008) existem quatro categorias distintas associadas ao pagamento por serviços ambientais, nas quais quase todos os PSA estão associados. Essas quatro categorias estão ligadas aos serviços ambientais prestados por florestas tropicais (Seehusen e Prem, 2012), sendo elas: conservação

da biodiversidade; conservação da beleza cênica; conservação de serviços hídricos; captação ou retenção de carbono.

Na literatura pode-se encontrar uma gama de trabalhos que trazem indicação de diversos serviços ambientais prestados no Bioma Mata Atlântica, através de sistemas florestais e agrícolas (Parron et al., 2015). A agricultura presta serviços ecossistêmicos, principalmente se existir um manejo adequado nas paisagens agrícolas, ajudando a melhorar os diversos e já conhecidos problemas do uso da terra nas atividades agrícolas (Boody et al., 2005; Swinton et al., 2006; Swinton et al., 2007; Power, 2010).

Dos serviços prestados pela agricultura tem-se os de apoio: manutenção da matéria orgânica da fertilidade e do carbono no solo; e os reguladores, que se apresentam dos mais diversos: o manejo agrícola pode regular as perdas de solo através da manutenção da cobertura vegetal, reduzindo ainda o escoamento superficial e aumentando o tempo de infiltração o que pode ainda melhorar as recargas subterrâneas, retenção de carbono no solo pelo manejo de lavouras e pastagens, e regulação de polinizadores, pragas e patógenos, além do que o estilo de vida, a herança cultural e a paisagem rural também podem indicar serviços culturais das paisagens agrícolas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Swinton et al., 2006; Swinton et al., 2007; Power, 2010).

Ao desenvolverem quatro cenários hipotéticos (diferentes usos da terra) para avaliarem a tendência ambiental e econômica em duas bacias hidrográficas no oeste de Minnesota – EUA, Boody et al., (2005) identificaram como os cenários agrícolas poderiam prestar serviços ecossistêmicos. Os autores observaram, que o aumento dos benéficos era proporcional as mudanças nas práticas agrícolas, e observaram como efeitos ambientais o aumento do sequestro de carbono, da qualidade da água e a redução da emissão de gases de efeito estufa, e como efeitos econômicos maior lucratividade e formação de capital social, incitando que seus resultados subsidiam opções para as políticas ambientais e agrícolas dos EUA (Boody et al., 2005).

Para Dias Filho e Ferreira (2013), por estarem dentre os maiores ecossistemas do planeta, as pastagens cultivadas ou naturais, contribuem para o sustento de milhares de pessoas, e além disso, se comparadas com outros sistemas de cultivos agrícolas e ao solo exposto, quando manejadas de forma adequada, provem a capacidade do ambiente em ofertar serviços ambientais, como sendo fonte de matéria

orgânica e protegendo o solo através da cobertura vegetal, e ainda facilitando a infiltração e retendo as partículas de solo.

No setor rural brasileiro, por exemplo, a otimização das práticas de manejo e conservação dos solos podem incrementar os serviços ambientais, como a redução na produção de sedimentos, armazenamento e sequestro de carbono, manutenção da biodiversidade e produção de água doce (Mendonça e Fernandes, 2010). Os autores propõem ainda que a mensuração dos ganhos ambientais, advindos dos efeitos das atividades agrícolas em relação ao recurso solo, pode ser realizada através de dados que gerem índices, referentes a métodos de avaliação de: cobertura do solo, química e biologia do solo que estão relacionadas ao estabelecimento da vegetação, agregação, permeabilidade, porosidade e resistência a penetração (Mendonça e Fernandes, 2010).

No semiárido brasileiro, a caatinga provê diferentes serviços ecossistêmicos, que vão desde a provisão de madeira, o mel, as fibras até as plantas aromáticas e medicinais, entretanto, esses serviços são fortemente afetados pelos processos de desertificação e degradação dos solos (Sá et al., 2009).

Portanto, em toda e qualquer atividade agrícola é essencial procurar estratégias para garantir uma boa qualidade do solo, e minimizar suas perdas, garantindo assim a manutenção dos seus serviços ecossistêmicos, conseqüentemente melhorando o meio ambiente e aumentando a longo prazo a produtividade agrícola (Lal, 2015).

4.6 Irrigação e os serviços ambientais

Para minimizar os efeitos negativos da irrigação e manter em ascensão a produção agrícola é importante quantificar os seus efeitos nos serviços ecológicos (ecossistêmicos) além da produção em si. Autores explicam, que quando existe uma degradação ambiental advinda do uso da irrigação, por exemplo, para aumentar o rendimento agrícola, então existe um sinergismo negativo de trocas, entretanto, quando a qualidade do ambiente é melhorada devido ao aumento do rendimento agrícola obtido com o uso da irrigação, então existe um efeito de troca positivo (Li et al., 2017; Wei et al., 2009). Na literatura existem diversos estudos que demonstram o equilíbrio ambiental em projetos irrigados.

Em uma pesquisa realizado por Santos e Santos (2019), sobre o uso da terra associado com a desertificação no Projeto de Irrigação Senador Nilo Coelho (PISNC), os autores demonstraram que dependendo do cultivo agrícola e da época de plantio,

os cultivos irrigados protegem o solo da erosão, e a irrigação por gotejamento e microaspersão geram menos impactos ao solo, para eles o maior problema associado a irrigação diz respeito ao seu manejo inadequado inclusive da drenagem.

Em uma pesquisa realizada sobre as áreas de irrigação na Índia, os autores demonstraram que as águas utilizadas na irrigação geram serviços ecossistêmicos, e beneficiam os agricultores diretamente em termos econômicos, e indiretamente, as famílias que não possuem terra, mas criam gado e patos e são dependentes da agricultura irrigada da região, principalmente no pós-colheita dessas áreas. Assim, para os autores, estando ligada a um bem estar econômico e social das áreas rurais, são valiosos os serviços ecossistêmicos advindos do uso da água para irrigação (Venkatachalam e Balooni, 2018).

Na França por exemplo, o canal de irrigação “Neste” implantado em 1862, essencial para manejo da irrigação na região de Midi-Pyrénées (sudoeste da França), tornou-se ao longo do tempo um provedor de multifuncionalidades, acarretando na criação da identidade socioeconômica da região, construção de uma economia rural até a geração de serviços ambientais (Ricart e Clarimont, 2016).

Existem ainda trabalhos que demonstram os benefícios do uso da irrigação na recuperação de áreas degradadas em regiões semiáridas, por exemplo, Conceição Neto et al. (2017), utilizaram a irrigação para o estabelecimento da vegetação de caatinga em uma área do CRAD (Centro de Recuperação de Áreas Degradadas – Univasf, PE), e destacaram como a irrigação foi importante para a área principalmente no período de seca, sendo fundamental para o estabelecimento da vegetação e consequente melhoria na qualidade do solo e a revitalização do ecossistema.

Outra pesquisa que denota uma nova perspectiva para enxergar a irrigação, foi realizada por Fleming et al. (2014), eles avaliaram em uma escala de ruim a excelente os serviços ecossistêmicos prestados pelos agrossistemas irrigados no Norte do Novo México - EUA, conhecidos como “acequias”, e demonstram que a irrigação nas acequias foi responsável por resultados notáveis (excelentes) quanto as melhorias observadas na formação do solo, qualidade da água e do ar, aumento da diversidade e da cobertura vegetativa, conservação da umidade do solo, além do controle da erosão visto a presença constante de vegetação, com esses resultados os autores ofereceram suporte científico para proteger a irrigação na região.

É sabido que a modificação da cobertura vegetal em um bacia hidrográfica exerce uma influência na dinâmica do ecossistema, e um dos fatores alterados é o

escoamento superficial, a presença da vegetação, aumenta a rugosidade da superfície, e oferece maior tempo de oportunidade para a ocorrência da infiltração porque dissipa a energia do escoamento, diminuindo também a conectividade hidrológica do escoamento e do transporte de sedimentos, assim, em vez de serem levados junto ao escoamento esses sedimentos têm a possibilidade de se depositarem localmente (Santos et al., 2000; Fryirs et al., 2007; Santos et al., 2017).

Para Freitas et al. (2008), ao estudarem a promoção da proteção ambiental em região do semiárido pernambucano, quanto a tratamentos de cobertura vegetal: solo exposto, caatinga semi-arbustiva, feijão Gandu, e Batata-doce, observaram que, a caatinga semi-arbustiva e o feijão Gandu apresentaram os maiores os valores de cobertura do solo, proporcionando menor velocidade do escoamento superficial e conseqüentemente menores taxas de desagregação, produção de sedimentos e processos erosivos.

Estudando as características das práticas agrícolas na bacia semiárida de Guadalentín no sudeste da Espanha, Calatrava et al. (2011) demonstram que a erosão hídrica é um dos principais problemas na agricultura de sequeiro, e os efeitos da erosão são significativos em plantios de árvores e cereais não irrigados, em contrapartida, alguns cultivares irrigados por gotejamento, como por exemplo, os cultivos de arvores cítricas, brócolis e tomate são classificados como apresentado uma baixa vulnerabilidade aos processos erosivos.

No contexto da agricultura irrigada no semiárido, a manutenção da produtividade dos solos, que sofrem mudanças físicas, químicas e biológicas, ligadas ao manejo agrícola e a mudança do regime hídrico na bacia, está diretamente ligada a sustentabilidade de um perímetro irrigado, desta forma, conhecer as propriedades físicas de um solo irrigado sob diferentes coberturas vegetais ajuda a compreender os processos de degradação (Corrêa et al., 2010).

4.7 Modelagem hidrológica no semiárido: Aplicações dos modelos Hydrus 1D e SWAP

Tendo-se a bacia hidrográfica como uma unidade experimental, o seu comportamento hidrológico pode ser simulado, entendido e representado através do uso da modelagem hidrológica (Tucci, 2001; Devi et al. 2015). Com início datado da década de 50 o uso de modelos hidrológicos tem ganhado ênfase cada vez maior ao longo dos anos, impulsionado principalmente pelo desenvolvimento tecnológico,

instrumentações e recursos de GIS e sensoriamento remoto (Singh, 2018). Diante da preocupação com cenários futuros nada otimistas, a citar, aquecimento global, escassez hídrica e segurança alimentar, os modelos hidrológicos são cada vez mais importantes e necessários para a gestão dos recursos hídricos e ambientais (Devi et al. 2015; Singh, 2018).

Os modelos podem ser classificados de acordo com a natureza das variáveis (Estocásticos ou determinísticos), dependência temporal (estáticos ou dinâmicos), existência ou não de relação espacial (distribuídos ou concentrados), a maneira que os dados são representados (contínuos ou discretos) e a relação entre variáveis (conceituais, base física ou empíricos) (Tucci, 1998; Solomatine e Wagener, 2011; Marinho-Filho, 2012; Devi et al., 2015 e Almeida e Serra, 2017) em:

- Determinísticos: são modelos onde um conjunto de variáveis de entrada produzem um único valor de saída para representar o comportamento de um processo no ciclo hidrológico ou sistema estudado. Nesses modelos se considera que as variáveis estão livres da probabilidade, um dado de entrada produz sempre a mesma saída, por exemplo, é possível fornecer diferentes variáveis de entrada como umidade inicial do solo, volume evaporado e precipitado, cobertura vegetal e obter como saída uma série de vazão.

- Estocásticos: nesses modelos uma ou mais variáveis do conjunto de dados de entrada possuem comportamento aleatório sendo submetidas a uma distribuição de probabilidade. O comportamento da maioria das variáveis hidrológicas é considerado aleatórias pois não apresentam ocorrência regular no tempo (dependência temporal). É possível obter diferentes valores de saída. Por exemplo, partindo de dados medidos de vazão é possível simular níveis futuros de um reservatório, esses níveis são dependentes da vazão afluente futura uma variável de comportamento aleatório.

- Estáticos: Para esses modelos o fator tempo é excluído. Os parâmetros e dados de entrada não variam no tempo e os processos simulados são referentes a um determinado momento.

- Dinâmicos: são modelos que incluem o fator tempo, sendo possível representar as alterações no comportamento das variáveis do sistema ao longo do tempo. Como os dados variam em função do tempo é possível utilizar resultados de uma interação como valores de entrada para interações seguintes.

- Distribuídos: já para esses modelos os parâmetros e variáveis do conjunto de dados de entrada são dependentes do espaço e do tempo podendo variar em função da

divisão da bacia em unidades de previsão, deste modo, a variabilidade espacial das características da bacia em estudo é representada.

- Concentrados: modelos nos quais a variabilidade espacial é desconsiderada e toda a bacia de um rio é considerada como uma única unidade, o tempo é a principal fonte de variação. O conjunto de dados de entrada são considerados em termos médios na bacia e conjuntamente aos dados de saída são tidos como representativos de toda a área de estudo.

- Contínuos: Na natureza os acontecimentos variam continuamente no tempo, e como sugerido pelo nome nesse tipo de modelo as saídas dos dados segue essa prerrogativa. Portanto, a modelagem é realizada com longas series de dados o que possibilita incluir períodos de distintos comportamentos hidrológicos. São estruturalmente mais detalhados e diante da complexidade matemática em representar comportamentos hidrológicos são passíveis da discretização temporal.

- Discretos: Apesar de um sistema hidrológico variar continuamente muitas vezes os registros dessa variação são realizados em intervalos de tempo. São modelos cujas simulações são realizadas para períodos de tempo específicos e o intervalo de tempo selecionado depende do fenômeno estudado, disponibilidade de dados e precisão requerida. Em um dado conjunto de dados a simulação é feita para reportar um evento isolado, sendo comuns para representar ocorrência de recessão ou cheias.

- Conceituais: Mantem um certo empirismo para definição dos parâmetros seguindo as leis da física de forma simplificada. Apresenta simplificação na descrição dos processos hidrológicos. Os parâmetros são calibrados, e não apenas avaliados a partir de dados de campo, pois muitas vezes processos no mundo real são agregados em um único parâmetro. Possibilitam descrever todos os processos dos componentes hidrológicos.

- Base física: Representam o sistema real utilizando equações físicas que representam os processos envolvidos no acontecimento simulado. Tem por base as leis de conservação de energia, de massa e momento. Os parâmetros possuem interpretações físicas e, portanto, podem ser estimados a partir de medidas reais. Pode ser aplicado para inúmeras situações em processos hidrológicos e requerem grande quantidade de dados para descrever as características da bacia.

- Empíricos: São modelos usuais dentro de certos limites pois consideram as informações dos dados existentes mais não representam as características nem descrevem o comportamento dos processos físicos, que ocorrem na hidrologia de uma

bacia. Possuem métodos baseados na estatística onde a relação entre entrada e saída de dados é estabelecida por correlação ou regressão. Como exemplo tem-se o hidrogramas unitário.

Ao usar um modelo hidrológico o mais importante é conhecer as suas limitações, definir o objetivo para o qual ele será utilizado e definir a qualidade da quantidade de informações que serão fornecidas, obtendo assim, maior êxito na aplicação do modelo, qualidade e confiabilidade nos resultados obtidos (Tucci, 2001).

Através da modelagem é possível entender os fenômenos hidrológicos e sua influência no balanço hídrico, identificando quais variáveis estão envolvidas na dinâmica de uma área experimental, como por exemplo, técnicas e cultivos relacionados a conservação do solo (Santos et al., 2009).

Em regiões semiáridas, os modelos que simulam o balanço hídrico, são ferramenta que auxiliam no melhor gerenciamento dos recursos hídricos e na proteção ambiental, contabilizando, por exemplo, os efeitos da vegetação no balanço de água no solo, o impacto do manejo das atividades agrícolas, manejo da irrigação e as atividades de sequeiro (Monteiro et al., 2009; Ma, et al., 2011; Bellot e Chirino, 2013; Moraes et al., 2018).

Os modelos SWAP (Kroes et al., 2017) e o Hydrus - 1D (Simunek et al., 2013), são modelos de base física amplamente utilizados para simular processos hidrológicos em diversos cenários nas regiões semiáridas do mundo (Droogers, et al., 2008; Ma, et al., 2011; Moraes et al., 2018).

Utilizando o Hydrus – 1D em uma região no semiárido Pernambucano, Soares (2018) estimou a dinâmica de água no solo resultante dos efeitos da intensidade das precipitações. Monteiro et al. (2009) realizou simulações no Hydrus-1D para estudar um vale aluvial irrigado do semiárido Pernambuco, com lisímetros de drenagem, para investigar os efeitos, no controle da salinidade do solo, das lâminas de precipitação e lixiviação. Silva et al. (2015) monitorou a umidade no solo com usos de sonda TDR e modelou a dinâmica de água no solo, para solo descoberto e com vegetação natural, no semiárido pernambucano, obtendo resultados satisfatórios com uso do Hydrus – 1D.

O modelo também é uma ferramenta útil para estimar os parâmetros hidráulicos do solo a partir de dados observados, através da modelagem inversa, pois conta com algoritmo de otimização de parâmetros do tipo Marquardt-Levenberg (Šimunek et al., 2013).

O modelo Hydrus - 1D foi utilizado por Nascimento et al. (2018) para obter os parâmetros da equação de van Genuchten, pelo método do perfil instantâneo através de um experimento campo. A curva de umidade do solo foi determinada com dados do potencial mátrico obtidos por tensiômetros instalados em diferentes profundidades ao longo do perfil do solo, e comparados com valores obtidos em laboratório com extrator de placa porosa. Para os autores os parâmetros obtidos em condições de campo são mais precisos do que aqueles obtidos em laboratório além de reduzem o trabalho e o tempo gasto no procedimento.

Aplicando a modelagem inversa com o Hydrus 1D, Qu et al., (2014) objetivaram determinar as possíveis correlações entre as propriedades hidráulicas do solo e as variações de umidade em uma bacia hidrográfica na Alemanha. Os autores monitoraram a bacia durante dois anos com sensores para determinação da umidade do solo, instalados em diferentes profundidades, e mostraram que a modelagem reproduziu bem as series temporais observadas do conteúdo de umidade do solo, e a existência de uma forte correlação entre os teores de umidade e os parâmetros do solo.

Parâmetros hidráulicos do solo foram estimados por Simunek e Van Genuchten (1998) através de um experimento de evaporação com dados de potencial mátrico, em condições de laboratório, e por Silva et al. (2020), em experimento de evaporação com base em medidas de umidade do solo utilizado sondas TDR, e em condições de casa de vegetação. Ambos os autores obtiveram boa precisão quando compararam as curvas característica do potencial matricial e de água no solo, entre os dados simulados e os dados medidos, demonstrando que as curvas obtidas pelo modelo representam bem a dinâmica de água nas condições do estudo.

Em sua pesquisa, Silva et al., (2020) utilizaram os parâmetros hidráulicos obtidos no Hydrus – 1D por modelagem inversa, para simulações no modelo SWAP em cenários de irrigação, um cenário com sistema de irrigação por gotejamento para cultura do maracujá e outro com sistema de irrigação convencional para pastagens, o intuito era obter os valores de evapotranspiração e umidade do solo para programação dos intervalos de irrigação.

Diversos outros estudos vêm empregando o modelo SWAP com resultados satisfatórios. Sarwar et al. (2000) calibraram o modelo através de dados coletados em um projeto de Drenagem na região semiárida do Paquistão, para avaliarem o sistema de drenagem na região. Sarwar e Bastiaanssen (2001) utilizaram o modelo no mesmo

projeto de Drenagem para simular três qualidades diferentes de água utilizada na irrigação do trigo e do algodão, em condições de drenagem e sem drenagem, com intuito de demonstrar a viabilidade em economizar água de boa qualidade para irrigar.

Em sua pesquisa Singh et al., (2006) calibraram e validaram o modelo SWAP com dados de campos agrícolas em uma região semiárida da Índia, representando várias combinações de qualidade e quantidade de irrigação, solo e culturas durante um ano de atividade agrícola, para simular a produtividade da água para as culturas irrigadas de algodão, arroz e trigo.

O modelo SWAP foi utilizado por Droogers et al. (2008) para simular os componentes do balanço hídrico na área irrigada da Bacia hidrográfica de Gediz na Turquia, os autores compararam dados de umidade do solo medidos, aos estimados pelo modelo, para validação e relacionaram os componentes do balanço hídrico com a produtividade dos cultivos agrícolas explorados na região e a eficiência do uso da água na irrigação.

Com a premissa de que nas regiões semiáridas as áreas que são úmidas devido a presença de lençol subterrâneo, são mais vulneráveis aos períodos de seca, Aguilera et al. (2016) utilizaram o modelo SWAP para modelar e simular a umidade no solo em um pantanal na região semiárida da Espanha, com objetivo de oferecer uma ferramenta útil ao gerenciamento dos diferentes cenários de secagem do solo, para impedir que a umidade atinja níveis críticos, responsáveis pelo distúrbio ambiental e ecológico na região.

Com objetivo de estudar o balanço hídrico em uma pequena bacia sob caatinga preservada em uma região semiárida no nordeste brasileiro, dividida em três sistemas de associação de solo e vegetação, Pinheiro et al. (2016) usaram o modelo SWAP. Eles observaram que a maior perda de água é devido a evapotranspiração e que o bioma caatinga apresentou homogeneidade espacial quanto ao uso da água. Os autores indicam, conforme os resultados satisfatórios obtidos, que a abordagem usada na modelagem é possível de ser utilizada para outros locais.

Já Moraes et al. (2018) utilizaram o SWAP para simular o fluxo de água no solo, em um Latossolo Vermelho Distroférico no Paraná sob diferentes sistemas de preparo do solo: preparo convencional, plantio direto e preparo reduzido com escarificação anual, para determinar em qual sistema de manejo favoreceria o armazenamento de água no solo e conseqüente maior disponibilidade hídrica para as culturas.

4.8 A Bacia Hidrográfica do Rio Salitre

A bacia do Rio Salitre é marcada historicamente pelos conflitos de uso da água e da terra, e por uma situação crítica de disponibilidade hídrica, que se apresenta até a atualidade (Inema 2017; Rossi e Santos 2018). concomitante a isso, devido a elevada erosão dos solos, o Rio Salitre, vem sofrendo intensos processos de assoreamento, que combinados com a escassa falta de projetos e ações governamentais, foram uma base, para tornar salitre um rio intermitente (Cedraz 2012; Silva e Rios, 2020).

Localizada no semiárido nordestino na região do Submédio São Francisco, a bacia do Rio Salitre, possui área correspondente à 15.091 Km² e uma rede de drenagem de 2.505 Km, correspondendo à 2,4% da bacia do Rio São Francisco (CBHSF, 2016). Em aproximadamente 80% da área da bacia o relevo é plano, apresentando em média, 5% de declividade (Naime et al., 2007). (Figura 2).

Devido ao clima semiárido, apresenta temperatura média anual de 30°C, e precipitação média anual em torno de 600 mm, que ocorrem entre os meses de dezembro a março, com uma evapotranspiração anual que supera as precipitações, chegando a 2.100 mm ano⁻¹, além da estação chuvosa ser curta, as chuvas possuem distribuição irregular, o que gera longos períodos de estiagem, e a grande parte dos cursos de água, estão secos na maior parte do ano (Silva, 2006).

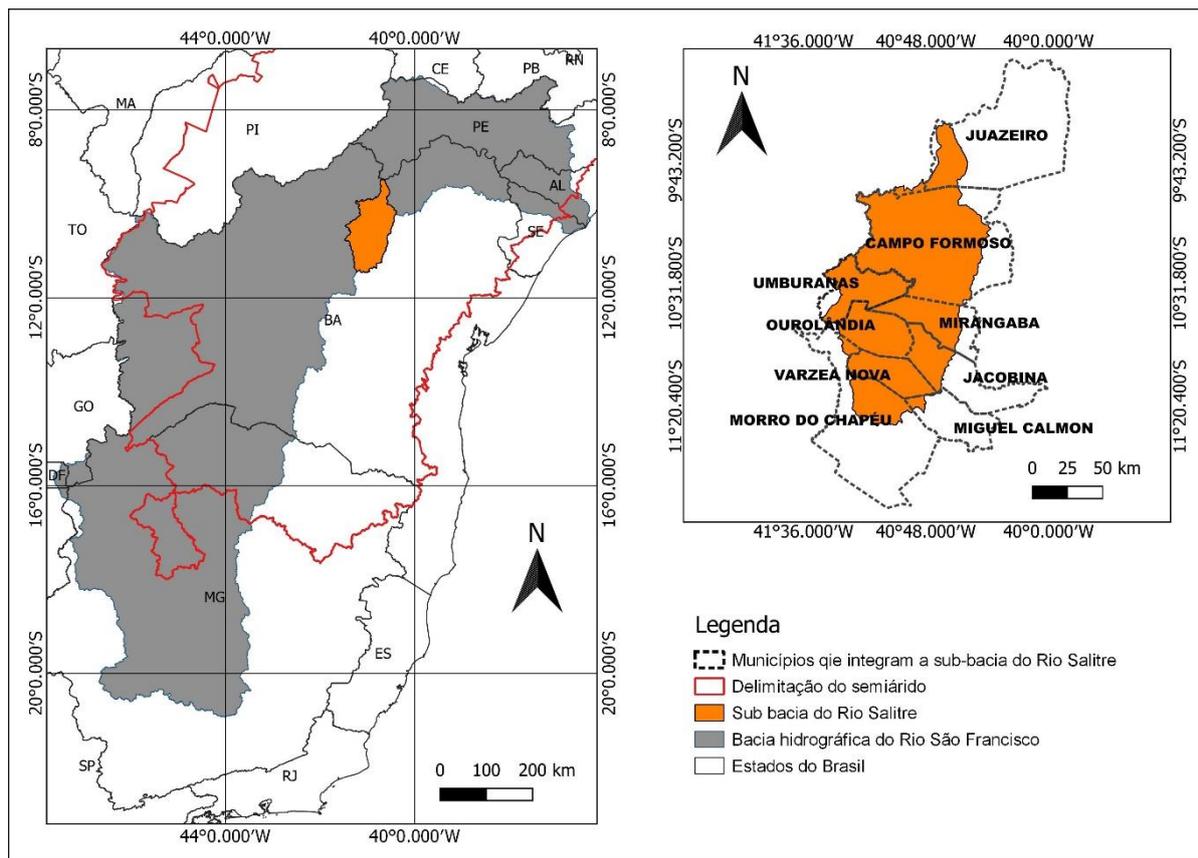


Figura 2. Localização da Sub-bacia hidrográfica do Rio Salitre e dos municípios do estado da Bahia que a compõem.

Inserida em uma estrutura sinclinal, a bacia do rio Salitre, está geologicamente dividida em três grandes domínios (PRHS, 2017):

- O embasamento cristalino, aflorante no baixo Salitre e predominante na região de Juazeiro;
- Grupo Una da formação Salitre com sedimentos metacarbonáticos e carbonáticos, este último também da formação caatinga, de ocorrência predominantes nas áreas mais rebaixadas da bacia, estado aflorantes nos municípios de Mirangaba, Ourorândia, Umburanas, Mirangaba, Várzea Nova e Campo formoso;
- Grupo Una da formação bebedouro, e do grupo Chapada Diamantina, destacam-se os metassedimentos, responsáveis pelas características das topografias acidentadas das formações serranas, estão em maior destaque nos municípios de Morro do Chapéu, Campo Formoso e Umburanas.

Na Bacia do Salitre os solos predominantes são originários do calcário, siltito, granito e gnaiss, na área ocidental, do alto e médio Salitre, entretanto apresentam pouca fertilidade natural, já na área correspondente ao baixo Salitre, próximo a foz,

são encontrados dois tipos característicos de solos: nas margens do rio predominam os solos do tipo Bruno Cálcio, com alta fertilidade natural e sendo utilizados principalmente para cultivos irrigados, e os solos do tipo Planossolos Solódicos Eutróficos, de baixa fertilidade (PLANGIS, 2003).

A Caatinga é a vegetação predominante em toda a extensão territorial da bacia, sendo do tipo hiperxerófila de formação caducifólia espinhosa, dentre as principais espécies de destaque citam-se: Imbuzeiro, Quixabeira, Aroeira, Marmeleiro, Jurema caroa, quebra-faca, mororó, faveleiro, pinhão brabo, moleque duro, carqueja, imburana-de-cambão, alecrim, sete cascas, catingueira rasteira, marmeleiro e angico. Das cactáceas: xique-xique, palmatora-de-espinho, coroa-de-frade, rabo-de-raposa, mandacarus, facheiros e quipás, a vegetação Cerrado é pouco representativa, estando presente apenas no Planalto Diamantina (Naime, et al., 2007).

4.8.1 Demanda hídrica na bacia e a agricultura irrigada

Conforme a resolução nº 88 de 2012 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CONERH) foram definidas 25 Regiões de Planejamento e Gestão das Águas (RPGAs), para gestão dos recursos hídricos no Estado da Bahia, destas a RPGA XVII corresponde a bacia hidrográfica do rio Salitre (MP-BA, 2014; Inema, 2020).

Conforme o Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Salitre (PRHS, 2017) a bacia foi delimitada em Unidades de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos (UPGRH), dividida em sete seguimentos no sentido da montante (município de Morro do Chapéu) para a jusante (município de Juazeiro da Bahia): UPGRH 1 – Alto Salitre/Brejão/Taboa; UPGRH 2 – Várzea Nova/Ourolândia/Umburanas; UPGRH 3 – Taquarendi/São Tomé; UPGRH 4 – Brejão da Caatinga; UPGRH 5 – Margens leste do Médio Salitre; UPGRH 6 – Pacuí; UPGRH 7 – Baixo Salitre.

Para as demandas e usos da água na bacia, o Comitê da Bacia Hidrográfica do Salitre (CBHS, 2017a) realizou um levantamento com base no banco de dados de outorgas do Inema e da Ana, e a classificação foi dada conforme usos, os não consuntivos: transporte e lançamento de efluentes, resíduos sólidos, aquicultura e pesca, recreação, turismo e cultura, proteção das águas/manutenção dos ecossistemas; e os usos consuntivos: abastecimento humano, dessedentação animal, irrigação, industrial e extração mineral.

As principais demandas superficiais para os usos consultivos na bacia, tomando o ano base de 2015, eram irrigação, dessedentação animal e mineração. Nesse período 332,63 L s⁻¹ foram requeridos do qual somente a irrigação representa 97,75%. As fontes subterrâneas foram demandadas para todos os usos consultivos perfazendo um total de 508,05 L s⁻¹, com destaque para a irrigação que representa 63,63% (CBHS, 2017b). Em 2017 as principais demandas na bacia diziam respeito a irrigação (94,9%), dessedentação animal (2,20%) e abastecimento humano (2,17%) (CBHS, 2017a).

Das UPGRHs, apenas a II e IV que possuem barragens, apresentam volume nos reservatórios favorável para atender as demandas e as demais possuem balanço hídrico crítico, entretanto, a bacia no geral possui situação crítica quanto ao balanço hídrico superficial com tendência preocupante para o balanço subterrâneo (CBHS, 2017a). A preocupação diante da situação da bacia do Salitre também é evidenciada no Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio São Francisco (2016-2025) (CBHSF, 2016).

Conforme o inventario das barragens do estado da Bahia disponibilizado pelo Inema (2019) ao longo do leito do rio Salitre são monitoradas 13 barragens, destes, 9 estão localizadas no município de Juazeiro – BA (Inema, 2019). Entretanto o Ministério Público da União recomendou ao Inema monitorar os trechos a montante e a jusante de todas as 35 barragens localizados na bacia do Salitre (MP-BA, 2020). Das monitoradas, com exceção do município de Morro do Chapéu, cujo das duas barragens existentes um reservatório é destinado para abastecimento, o uso principal atribuído aos reservatórios é a irrigação. O uso complementar é a recreação, com exceção dos reservatórios nos municípios de Orolândia e Morro do Chapéu (Inema, 2019).

Conforme a Codevasf (2021) no atual projeto Salitre os principais cultivos são representados por culturas permanentes e produção familiar sendo as principais espécies cultivadas: banana (39%), cana-de-açúcar (21%), manga (16%), cebola (8%), goiaba (5%) e uva (5%).

Salienta-se que segundo o Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (2004-2013) e o Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio São Francisco (2016-2025) a bacia do salitre é naturalmente menos favorável a diluição de poluentes, apresentando estado de supereutrófico a hipereutrófico, pelo índice IET (índice de estado trófico).

Apesar da qualidade da água ser dada como aceitável, e a poluição de origem agrícola e doméstica ser tolerável, de acordo com os parâmetros monitorados pela ANA, INEMA e CPRH, o plano, deixa claro que situações de degradação, levam a geração de conflitos, e muitas vezes são deixadas de lado, como é o caso da poluição gerada pela mineração nos municípios de Jacobina, Ourolândia e Campo Formoso (CBHSF, 2004; CBHSF, 2016).

Das ações práticas oriundas do plano de ações da bacia do Salitre com intuito de minimizar as perdas de água na agricultura, a Codevasf lançou o projeto de irrigação pressurizada, o qual ganhou o prêmio ECO 2009, com o objetivo de reduzir em até 53% o total da água utilizada na irrigação por sulco, ou seja, reduzir de 8,4 milhões de m³ para 4 milhões de m³ o consumo de água. Esse projeto consistiu em trocar os sistemas de irrigação por gravidade pelos pressurizados, aumentando assim, a eficiência na aplicação de água e no consumo de energia elétrica (Codevasf, 2009).

Com intuito de aumentar a oferta de água para produção agrícola, foi implantado em Juazeiro – BA o Projeto Salitre em março de 2010 pelo Edital nº 18/2009 com objetivo de selecionar irrigantes familiares. Foram destinados 6,6 hectares para cada um dos pequenos produtores, representando em torno de 20% de um total de 34 mil hectares (BAHIA, 2014).

No mesmo período de lançamento do edital voltado para os irrigantes familiares, foi lançado o edital 19/2009, destinado a áreas irrigáveis para implantação de empreendimentos agrícolas, agropecuários e agroindustriais (Codevasf, 2019).

No período de 2015, foi recomendado a Codevasf, pelo Tribunal de contas da União, o estabelecimento de tarifa específica e a cobrança pelo uso da água. Inclusive uma das metas gerais estabelecidas no PRHS de 2017 para controle efetivo dos usuários da água na BHS, é a implementação e efetivação de outorgas até 2025. Existiam apenas 48 outorgas registradas no site do INEMA até 2017, destas 26 representavam captação superficial, a maioria está vencida, não representando, portanto, a real vazão captada, bem como, aos usos destinados (Inema, 2019).

A cobrança pelo uso da água na bacia do Salitre, já ocorre em áreas específicas, contudo, pelo fato da maior parte das áreas irrigadas estarem localizadas no baixo Salitre e as águas serem transferidas do Rio São Francisco, um rio de domínio da união, no âmbito do projeto irrigação do Salitre coordenado pela Codevasf as cobranças ocorrem de acordo com o que é estabelecido na Deliberação nº 40, de 31 de outubro de 2008, do comitê da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco (CBHS,

2017b). As cobranças são divididas em três classes: águas superficiais, água subterrânea e lançamento de matéria orgânica conforme levantamento feito em 2017 pelo CBHS.

5 Referências Bibliográficas

AGUILERA, H.; MORENO; L., WESSELING, J. G.; JIMÉNEZ-HERNÁNDEZ, M. E.; CASTAÑO, S. Soil moisture prediction to support management in semiarid wetlands during drying episodes. **Catena**, v. 147, p. 709-724, 2016.

AKSOY, H.; KAVVAS, M. L. A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. **Catena**, Amsterdam v. 64, n.1, p.247-271, 2005.

ALMEIDA, L.; SERRA, J. C. V. Modelos hidrológicos, tipos e aplicações mais utilizadas. **Revista da FAE**, v. 20, n. 1, p. 129-137, 2017.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. Atlas irrigação: uso da água na agricultura irrigada. Brasília: **ANA**, p. 86, 2017.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. Nota informativa - Programa Produtor de Água. **ANA**, 2018. Disponível em: < <https://www.ana.gov.br/programas-e-projetos/programa-produtor-de-agua>> Acesso em: 24 de fev 2020.

ASA – ARTICULAÇÃO SEMIÁRIDO BRASILEIRO. Ações. **ASA**, Recife, PE, 2019. Disponível em: < <http://www.asabrasil.org.br/>> 12 de abril de 2019.

ASA – ARTICULAÇÃO SEMIÁRIDO BRASILEIRO. Semiárido: é no semiárido que a vida pulsa! **ASA**, Recife, PE, 2019. Disponível em: < <http://www.asabrasil.org.br/>> Acesso em: nov. 2019.

BAHIA. Velho Chico: a experiência da fiscalização preventiva integrada na Bahia. **Ministério Público**, Salvador, 2014.

BAKKER, M. M.; GOVERS, G.; KOSMAS, C.; VANACKER, V.; OOST, K. VAN; ROUNSEVELL, M. Soil erosion as a driver of land-use change. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.105, p.467–481, 2005.

BASSOI, L. H.; TEIXEIRA, A. D. C.; BRAGA, M. B.; SIMÕES, W. L.; CALGARO, M.; PINTO, J. Uso da água em agricultura irrigada no semiárido brasileiro In: SA, I. B.; SILVA, P. C. G. da. (Ed.). Semiárido brasileiro: pesquisa, desenvolvimento e inovação. Petrolina: **Embrapa Semiárido**, cap. 10, p. 353-372, 2010.

BELLOT, J.; CHIRINO, E. Hydrobal: An eco-hydrological modelling approach for assessing water balances in different vegetation types in semi-arid areas. **Ecological modelling**, v. 266, p. 30-41, 2013.

BOODY, G.; VONDRACEK, B.; ANDOW, D. A.; KRINK, M.; WESTRA, J.; ZIMMERMAN, J.; WELLE, P. Agricultura Multifuncional nos Estados Unidos, **BioScience**, v. 55, n. 1, p. 27–38, 2005.

BORGES, B.; MANFRINATO, W. Matriz de Iniciativas Brasileiras de Pagamentos por Serviços Ambientais. **Forest Trends**, 2014. Disponível em: http://www.forest-trends.org/documents/files/doc_4338.pdf. Acesso em: Nov. 2019.

BRACKEN, L.J.; COX, N.J.; SHANNON, J. The relationship between rainfall inputs and flood generation in South-east Spain. **Hydrological Processes**. v. 22, p. 683–696, 2008.

BRASÍLIA. Assembleia Legislativa. Projeto de Lei Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais e dá outras providências. Nova Ementa: Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais; altera as Leis nºs 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 8.212, de 24 de julho de 1991; e dá outras providências. **Câmara dos Deputados**, Brasília. Disponível em: < <https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=946475> >. Texto original.

BRASIL. LEI Nº 14.119, DE 13 DE JANEIRO DE 2021. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 14 Jan 2021. Seção 1, p. 7.

CALATRAVA, J.; BARBERÁ, G. G.; CASTILLO, V. M. Farming practices and policy measures for agricultural soil conservation in semi-arid Mediterranean areas: The case of the Guadalentín basin in southeast Spain. **Land Degradation & Development**, v. 22, n. 1, p. 58-69, 2011.

CAMPOS, J. N. B.; CAMPOS, V. R.; MOTA, F. A. O custo da garantia da água bruta: o caso dos rios intermitentes do Ceará. **Revista de Gestão de Água da América Latina**. v. 6. n. 1, 2009.

CAMURÇA, C. E.; ALENCAR, A.; CIDADE, E.; XIMENES, V. Implicações psicossociais da seca na vida de moradores de um município da zona rural do nordeste do Brasil. **Avances em Psicologia Latinoamericana**, v. 34, n.1, p. 117-128, 2016.

CARVALHO, O. As secas e seus impactos. In: A questão da água no Nordeste. Brasília, ANA - DF: **CGEE**, 2012.

CASTRO, C. N. D. Uma análise sobre diferentes opções de políticas para a agricultura irrigada no semiárido. **IPEA**: Boletim regional, urbano e ambiental, 2017.

CASTRO, C. N. de. Sobre a agricultura irrigada no semiárido: Uma análise histórica e atual de diferentes opções de política. Texto para Discussão Brasília: Rio de Janeiro: **IPEA**, 2018.

CBHS – COMITÊ DA BACIA HIDROGRAFICA DO SALITRE. **Plano de Recursos Hídricos e Proposta de Enquadramento dos Corpos de Água da Bacia Hidrográfica do Rio Salitre**. Síntese executiva, Salvador, 2017a. 242p.

CBHS - COMITÊ DA BACIA HIDROGRAFICA DO SALITRE. Plano de Recursos Hídricos e Proposta de Enquadramento dos Corpos de Água da Bacia Hidrográfica do Rio Salitre. Intervenções. **CBHS**, Salvador, 2017b, 126. p.

CBHSF – COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. Plano De Recursos Hídricos Da Bacia Hidrográfica Do Rio São Francisco Rp2. Diagnóstico

Consolidado Da Bacia Hidrográfica Do Rio São Francisco. [s.l: s.n.]. v. 1. **CBHSF**, 2016.

CERDAN, O.; GOVERS, G.; BISSONNAIS, Y. LE; VAN OOST, K.; POESEN, J.; SABY, N.; GOBIN, A.; VACCA, A.; QUINTON, J.; AUERSWALD, K.; KLIK, A.; KWAAD, F.J.P.M.; RACLOT, D.; IONITA, I.; REJMAN, J.; ROUSSEVA, S.; MUXART, T.; ROXO, M.J.; DOSTAL T. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. **Geomorphology**, v. 122, p. 167-177, 2010.

CGEE - CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS. Desertificação, degradação da terra e seca no semiárido Brasileiro. **CGEE**, Brasília, Brasil: 2016.

CGEE - CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS. Secas no Brasil: política e gestão proativas. **Banco Mundial**, Brasília, Brasil, 2016.

CEDRAZ, A. programa de revitalização da bacia hidrográfica do São Francisco. **relatório de auditoria operacional**. Brasília: TCU, 2012.

CODEVASF - COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DO VALE DO SÃO FRANCISCO E DO PARNAÍBA. Codevasf é uma das vencedoras do Prêmio ECO 2009. **Codevasf**, 2009. Disponível em: <<http://www.codevasf.gov.br/noticias/2006/codevasf-vencedora-do-premio-eco-2009>> Acesso em: 12 de jun de 2019.

CODEVASF – COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DOS VALES DO SÃO FRANCISCO E DO PARNAÍBA. **Projetos públicos de irrigação: Elenco de projetos**. **Codevasf**, 2020. Disponível em: < <https://www.codevasf.gov.br/linhas-de-negocio/irrigacao/projetos-publicos-de-irrigacao/elenco-de-projetos/elencos-de-projetos>>. Acesso em: 12 de jun de 2020.

CODEVASF – COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DOS VALES DO SÃO FRANCISCO E DO PARNAÍBA. **Salitre – Etapa I**. Disponível em: < <https://www.codevasf.gov.br/linhas-de-negocio/irrigacao/projetos-publicos-de-irrigacao/elenco-de-projetos/em-producao/salitre-etapa-i-ba>>. Acesso em: 07 de jun de 2021.

CONCEIÇÃO NETO, O. F.; SILVA, L. D. D. C.; PINTO, A. C. Implementação tecnológica atrelada a recuperação de áreas degradadas. **EXTRAMUROS-Revista de Extensão da Univasf**, v. 5 n. 1, p. 030-039, 2017.

CONERH – CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS. RESOLUÇÃO CONERH Nº 112 DE 07 DE MARÇO DE 2018. Aprova o enquadramento dos corpos d'água da Bacia Hidrográfica do rio Salitre. **Inema**, 2018. Disponível em: < https://cdn.agenciapeixe vivo.org.br/files/uploads/2019/01/RESOLUCAO_CONERH_N_112_DE_07_DE_MARCO_DE_20.pdf>. Acesso em: 29 de out 2020.

CORRÊA, R. M.; FREIRE, M. D. S.; FERREIRA, R. L.; DA SILVA, J. A.; PESSOA, L. G.; MIRANDA, M. A.; DE MELO, D. V. Physical attributes of soil under different uses with irrigation in semiarid Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 4, p. 358-365, 2010.

CPT - COMISSÃO PASTORAL DA TERRA. Conflitos no campo. Goiânia: **CPT Nacional – Brasil**, 2010.

DEVIA, G. K.; GANASRI, B. P.; DWARAKISH, G. S. A review on hydrological models. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 1001-1007, 2015.

DIAS FILHO, M. B.; FERREIRA, J. N. As pastagens e o meio ambiente. In: REIS, R.A.; BERNARDES, T.F.; SIQUEIRA, G.R. (Ed.). **Forragicultura: ciência, tecnologia e gestão dos recursos forrageiros**. Jaboticabal: FUNEP, 2013, 714p.

DNOCS – DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA AS SECAS. História: Dentre os órgãos regionais, o Departamento Nacional de Obras Contra as Secas - DNOCS se constitui na mais antiga instituição federal com atuação no Nordeste. **DNOCS**, Nov, 2016. Disponível em: < <https://www2.dnocs.gov.br/historia> > Acesso em: 22 de jan de 2020.

DROOGERS, P.; BASTIAANSEN, W. G; BEYAZGÜL, M.; KAYAM, Y.; KITE, G. W.; MURRAY-RUST, H. Distributed agro-hydrological modeling of an irrigation system in western Turkey. **Agricultural Water Management**, v. 43, n. 2, p. 183-202, 2000.

DROOGERS, P.; VAN LOON, A.; IMMERZEEL, W. W. Quantifying the impact of model inaccuracy in climate change impact assessment studies using an agro-hydrological model. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, European Geosciences Union, v. 12, n.2, p.669-678, 2008.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Espaço temático: Serviços ambientais. **Embrapa Sede**, Brasília, Brasil, 2020. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/tema-servicos-ambientais/sobre-o-tema> > Acesso em: 20 de fev. 2020.

ENVIRONMENTAL BUSINESS INTERNATIONAL. Report 3000: The Global Environmental Market. 2018. In: ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Capacitação para gestão das águas. Pagamento por serviços ambientais: Conservação, uso racional e sustentável da água. **ANA**, 2018. Disponível em: < <https://capacitacao.ead.unesp.br/index.php/component/content/article?id=122> > Acesso em: 10 de dezembro de 2018.

FERNANDES, C.; RODRIGUEZ, F. A.; REY CASTILLA, H.; VALÉRIO, M. A. A Irrigação no Brasil: situação e diretrizes (No. IICA 631.7 A111). **Ministério da Integração Nacional**, Brasil: Brasília - DF, 2008.

FECHINE, J. A. L. Identificação de secas meteorológicas na região metropolitana de Fortaleza, usando o índice de precipitação padronizada (SPI). **Boletim de Geografia**, v. 33, n. 2, p. 18-33, 2015.

FLEMING, W. M.; RIVERA, J. A.; MILLER, A.; PICCARELLO, M. Ecosystem services of traditional irrigation systems in northern New Mexico, USA. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 10, n. 4, p. 343-350, 2014.

FREITAS, F. J. D.; CANTALICE, J. R. B.; BEZERRA, S. A.; SILVA, M. D. R. D. O.; SANTOS, P. M. D.; CORREA, R. M.; FIGUEIRA, S. B. Erosão em entressulcos sob caatinga e culturas agrícolas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 4, p. 1743-1751, 2008.

FRYIRS, K. A.; BRIERLEY, G.J.; PRETON, N. J.; KASAI M. Buffers, barriers and blankets: the (dis) connectivity of catchment-scale sediment cascades. **Catena**, v. 70, p. 49–68, 2007.

GONDIM, J.; FIOREZE, A. P.; ALVES, R. F. F. SOUZA, W. G. DE. A seca atual no Semiárido nordestino – Impactos sobre os recursos hídricos. **Parcerias Estratégicas**, v. 22, n. 44, p. 277-300, 2017.

GTDN – GRUPO DE TRABALHO PARA O DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. Uma política de desenvolvimento econômico para o Nordeste. **Departamento de imprensa Nacional**, Brasil: Rio de Janeiro, 1959.

IGAM - INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. Gestão de bacias hidrográficas: critérios para definição de áreas prioritárias para revitalização. Belo Horizonte: **Instituto Mineiro de Gestão das Águas**, 2018. 152 p.

INEMA - INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. Comitê do rio Salitre aprova plano de sustentabilidade dos recursos hídricos. **INEMA**, 2017. Disponível em: <<http://www.inema.ba.gov.br/2017/09/comite-do-rio-salitre-aprova-plano-de-sustentabilidade-dos-recursos-hidricos/>> Acesso em: 12 de jun 2019.

INEMA - INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. Gestão: RPGA. **INEMA**, 2020. Disponível em: < <http://www.inema.ba.gov.br/gestao-2/rpgas/>>. Acesso em: 29 de out 2020.

INEMA - INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. RPGA: Mapas temáticos. **INEMA**, 2011. Disponível em: < http://www.inema.ba.gov.br/servicos/mapas-tematicos/?dl_page=3>. Acesso em: 29 de out 2020.

INEMA, - INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. Barragens Reservatórios: Inventário das barragens do Estado da Bahia. **INEMA**, 2019. Disponível em: <<http://www.inema.ba.gov.br/gestao-2/barragensreservatorios/>> Acesso em: 12 de jun 2019.

INESP - INSTITUTO DE ESTUDOS E PESQUISAS SOBRE O DESENVOLVIMENTO DO ESTADO DO CEARÁ. Cenário atual dos recursos hídricos do Ceará. Pacto das Águas. Fortaleza: **INESP**, 2008.

IPAM - INSTITUTO DE PESQUISA AMBIENTAL DA AMAZÔNIA. O que são serviços ambientais? É possível compensar economicamente a prestação desse serviço? **IPAM**, Belém: Pará, 2015.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate Change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. In: PARRY, M. L.; CANZIANI, O. F.; PALUTIKOF, J. P.; VAN DER LINDEN, P. J.; HANSON, C. E. (ed.) Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, **Cambridge University Press**, Cambridge, UK, p. 976, 2007.

IPCC - THE INTEGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANCE. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. In: FIELD, C.B.; V. R. BARROS, D. J.; DOKKEN, K.J.; MACH, M. D.; MASTRANDREA, T. E.; BILIR, M.; CHATTERJEE, K. L.; EBI, Y. O.; ESTRADA, R. C.; GENOVA, B.; GIRMA, E. S.; KISSEL, A. N.; LEVY, S.; MACCRACKEN, P. R.;

MASTRANDREA L. L. W. (eds.]. **Cambridge University Press**, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, p. 1-32, 2014.

IRIGARAY, C. T. Pagamento por serviços ecológicos e o emprego de REDD para contenção do desmatamento na Amazônia. In: BENJAMIM, A. H.; IRIGARAY, C. T.; LECEY, E.; CAPPELI, S. Florestas, mudanças climáticas e serviços ecológicos. Congresso Internacional de Direito Ambiental v. 1. São Paulo: **Imprensa oficial do Estado de São Paulo**, 2010. 954p.

KROES, J.G.; VAN DAM, J.C.; BARTHOLOMEUS, R.P.; GROENENDIJK, P.; HEINEN, M.; HENDRIKS, R.F.A.; MULDER, H.M.; SUPIT, I.; VAN WALSUM, P.E.V. SWAP version 4, Theory description and user manual. **Wageningen Environmental Research, Report 2780**. p. 244, 2017.

KÜSTER, A.; MARTÍ, J. F. Introdução: Tecnologias para o semiárido nordestino. In: KÜSTER, A.; MELCHERS, I.; MARTÍ, J. F. Tecnologias apropriadas para terras secas: Manejo sustentável de recursos naturais em regiões semiáridas no Nordeste do Brasil. Fortaleza: **Fundação Konrad Adenauer**, GTZ, 2006, 212p.

LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability**, v. 7, n. 5, p. 5875-5895, 2015.

LEVY, H. A história da Sudene: Breve análise de uma agência federal para o desenvolvimento regional. *Clio*, **Revista de Pesquisa Histórica**, v. 4. n. 1. 1981.

LI, R.; LIN, H.; NIU, H.; CHEN, Y.; ZHAO, S.; FAN, L. Effects of irrigation on the ecological services in an intensive agricultural region in China: a trade-off perspective. **Journal of Cleaner Production**, v. 156, p. 41-49, 2017.

MA, Y.; FENG, S.; HUO, Z.; SONG, X. Application of the SWAP model to simulate the field water cycle under deficit irrigation in Beijing, China. **Mathematical and Computer Modelling**, v. 54 n. 3-4, p. 1044-1052, 2011.

MAGALHÃES, A. R. As mudanças climáticas globais e a desertificação. In: ANGELOTTI, F.; SÀ, I. B.; MENESES, E. A.; PELEGRINO, G. O. (Org). Mudanças climáticas e desertificação no semiárido brasileiro. Petrolina-PE: **Embrapa**, p.17-25, 2009.

MAGALHÃES, A. R. Introdução: A questão da água no Nordeste. Brasília / Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, Agência Nacional de Águas. – Brasília, DF: **CGEE**, 2012.

MARENCO, J. A. Mudanças climáticas globais e seus efeitos sobre a biodiversidade: caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI. (Brasília: Série Biodiversidade). p. 212. v. 26. Brasília: **MMA**, 2006.

MARENCO, J. A.; ALVES, L. M.; BESERRA, E. A.; LACERDA, F. F. Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro. Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas. **INSA**, Campina Grande - PB v. 1, 2011.

Marinho Filho, G. M.; Andrade, R. S.; Zukowski, J. C.; Magalhães, L. L. Modelos hidrológicos: conceitos e aplicabilidades. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 6, n. 2, p. 35-47, 2013.

MARTINS, E. S. P. R.; BURTE, J.; VIEIRA, R. F.; REIS JUNIOR, D. S. As águas do Nordeste e o balanço hídrico. In: A questão da água no Nordeste. Brasília, **ANA** - DF: CGEE, 2012. ISBN 978-85-60755-45-5.

MATALLO JUNIOR, H. Desertificação: histórico e perspectivas. Brasília-DF: **Unesco**, p. 80, 2001.

MCINTYRE, N.; AL-QUARASHJ, A.; WHEATER, H. S. Regression analysis of rainfall-runoff eventos from and arid catchment in Oman. **Hydrological Sciences Journal**. v. 52. n. 6. p. 1103-1118. 2007.

MENDONÇA, E. DE S.; FERNANDES, B. A. R. Manejo e conservação de solos no contexto dos serviços ambientais. in: PRADO, Rachel Bardy; TURETTA, Ana Paula Dias; DE ANDRADE, A. G. Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais. Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**, p. 486, 2010.

MILHORANCE, C.; MENDES, P.; MESQUITA, P.; MORIMURA, M.; REIS, R.; RODRIGUES FILHO, S.; BURSZTYN, M. O Desafio da Integração de Políticas Públicas para a Adaptação às Mudanças Climáticas no Semiárido Brasileiro. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 24, 2019.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. **Island Press**, Washington, DC. 2005 Disponível em: < <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf> > Acesso em: 24 fev 2020.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Atlas das áreas susceptíveis a desertificação no Brasil. Brasília: **MMA/SRH**, p. 134, 2007.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Atualização e Complementação do Diagnóstico do Macrozoneamento Ecológico-Econômico da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco: Relatório da Análise Integrada e Crítica sobre a Situação Atual da BHSF. Brasília: **Ministério do Meio Ambiente**, 2017.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Caderno da Região Hidrográfica do São Francisco. Secretaria de Recursos Hídricos, Brasília: **MMA**, p. 148, 2006.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Serviços ecossistêmicos. **MMA**, 2019. Disponível em: < <https://mma.gov.br/biodiversidade/economia-dos-ecossistemas-e-da-biodiversidade/servicos-ecossistemicos.html#fun%C3%A7%C3%B5es-dos-ecossistemas> > Acesso em 15 out de 2019.

MONTEIRO, A. L.; MONTENEGRO, A. A. D. A.; MONTENEGRO, S. M.; SANTOS, F. X. D. Avaliação de lavagem parcial de sais em neossolo flúvico irrigado, utilizando modelagem computacional. **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 2, p. 207-220, 2009.

MONTENEGRO, A. A. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L. Olhares Sobre as políticas públicas de recursos hídricos para o semiárido. In: Gheyi, HR; PAZ, VPS; MEDEIROS, SS; GALVÃO, CO Recursos Hídricos em regiões semiáridas. Campina Grande–PB: **Instituto Nacional do Semiárido (INSA), Universidade Federal do Recôncavo da Bahia**, Cruz das Almas, BA, 2012.

MORAES, M. T. DE; DEBIASI, H.; FRANCHINI, J. C. Modelagem da dinâmica da água em sistemas de preparo de um Latossolo Vermelho. **Scientia Agraria**, v. 19, n. 1, p. 142-152, 2018.

Moura, M. S. B. Precipitação e evaporação. Agência Embrapa de Informação Tecnológica. **Embrapa**, 2020. Disponível em: < https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/bioma_caatinga/arvore/CONT000g798rt3p02wx5ok0wtedt3nd3c63l.html>. Acesso em: 26 nov. 2020.

MP – MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DA BAHIA. Manual de Apoio Jurídico ao Promotor de Justiça do Meio Ambiente. Manual das águas: considerações sobre recursos hídricos e a gestão das águas no estado da Bahia. Salvador, Bahia, 2014.

MP – MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DA BAHIA. Notícia: Meio Ambiente. MP recomenda ao Inema que monitore as 35 barragens da Bacia Hidrográfica do Rio Salitre. **MP - BA**, 2019. Disponível em: < <https://www.mpba.mp.br/noticia/51478>>. Acesso: 12 de jun 2019.

MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL U.; KOSOY N.; MAY, P. H. Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecological Economics, Amsterdam**, v. 69, n. 6, p. 1202-1208, 2010.

NAIME, U. J.; CARVALHO JUNIOR, W. D.; do AMARAL, F. C. S.; CUNHA, T., da; SILVA, E. F. da, Oliveira Neto, M. B. de, Fernandes, L. A. C. Levantamento de reconhecimento de baixa intensidade dos solos do entorno do Projeto Salitre - Juazeiro, BA. Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**, 1 ed. 2007. 102p.

NASCIMENTO, Í. V.; DE ASSIS JÚNIOR, R. N.; DE ARAÚJO, J. C.; DE ALENCAR, T. L.; FREIRE, A. G.; LOBATO, M. G. R.; NASCIMENTO, C. D. V. Estimation of van Genuchten equation parameters in laboratory and through inverse modeling with Hydrus-1D. **Journal of Agricultural Sciencepasta**, v. 10, p. 102, 2018.

NEEPES – NÚCLEO ECOLOGIAS EPISTEMOLOGIAS, E PROMOÇÃO EMANCIPATÓRIA DA SAÚDE, ENSP – ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA SERGIO AROUCA, FIOCRUZ – FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ. Mapa de conflitos ambientais. **NEEPES, ENSP, FIOCRUZ**, 2014. Disponível em: <<http://mapadeconflitos.ensp.fiocruz.br/?conflito=ba-ha-mais-de-20-anos-agricultores-familiares-disputam-com-empresario-do-agronegocio-as-aguas-do-rio-salitre-que-ja-teve-ate-seu-curso-mudado>>. acesso em: 13 de jun 2019.

PALÁCIO, H. A. Q.; ANDRADE, E. A.; SANTOS, J. C. N.; ARAÚJO NETO, J. R.; BRASIL, P. P. Energy evaluation of semi-arid watersheds under different management strategies. **Transactions of the ASABE**, v. 56, p.1-7, 2013.

PAN - Programa de ação nacional de combate à desertificação e mitigação dos efeitos da seca. **Ministério do Meio Ambiente (MMA)**. Secretária de Recursos Hídricos. PAN Brasil. Brasília, DF, 2004.

PAN - Programa de ação nacional de combate à desertificação e mitigação dos efeitos da seca - PAN Brasil. MMA - **Ministério do Meio Ambiente (MMA)**. Secretária de Recursos Hídricos Brasília, DF, 2005.

PANORAMA DA BIODIVERSIDADE GLOBAL 3. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **MMA**, Brasília, 2010., 94p.

PARRON, L. M.; GARCIA, J. R. Serviços ambientais: conceitos, classificação, indicadores e aspectos correlatos. p. 29. In: PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; DE

- OLIVEIRA, E. B.; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica. **Embrapa Florestas**, Brasília - DF: Embrapa, p. 360, 2015.
- PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; DE OLIVEIRA, E. B.; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica. Embrapa Florestas-Livro científico. Brasília - DF: **Embrapa**, p. 360, 2015.
- PEDROSA, V. P. Solução de conflitos pela água. O caso do rio Salitre. **Serra**, ES, 2017, 109p.
- PEREIRA, R. A. Semiárido brasileiro: um histórico de secas e degradação socioambiental. **Revista de História Regional**. v. 17, n. 1, p. 135-161, 2012.
- PEREZ-MARIN, A. M.; CAVALCANTE, A. D. M. B.; MEDEIROS, S. S. D.; TINÔCO, L. B. D. M.; SALCEDO, I. H. Ocorrência natural ou antrópica? Núcleos de desertificação do semiárido brasileiro: ocorrência natural ou antrópica? **Parcerias Estratégicas**, 17(34), 87-106, 2013.
- PEREZ-MARIN, A. M.; FERNANDES, P. D.; ANDRADE, A. P. D.; COSTA, R. G.; MENEZES, R. S. C. Desenvolvimento sustentável do semiárido brasileiro. **Parcerias Estratégicas**, 15, 31, 47-60, 2010.
- PILGRIM, D. H.; CHAPMAN, T. G.; DORAN, D. G. Problems of rainfall-runoff modelling in arid and semiarid regions. **Hydrological Science Journal**, v. 33. n. 4. p. 379-400. 1988.
- PINHEIRO, E. A. R.; METSELAAR, K.; VAN LIER, Q. J.; DE ARAÚJO, J. C. Importance of soil-water to the Caatinga biome, Brazil. **Ecohydrology**, v. 9, n. 7, p. 1313-1327, 2016.
- PLANGIS – PLANO DE GERENCIAMENTO INTEGRADO DA SUB-BACIA DO RIO SALITRE. Resumo Executivo. **ANA/GEF/PNUMA/OEA**, 2003.
- POSSÍDIO, E. L. de. Petrolina - um Sertão verde. (EMBRAPA-CPATSA. Documentos, 82). Petrolina: **EMBRAPA-CPATSA**, n. 82, p. 1-6, 1997.
- PRHS - PLANO DE RECURSOS HÍDRICOS DO RIO SALITRE. Plano de Recursos Hídricos e Proposta de Enquadramento dos Corpos de Água da Bacia Hidrográfica do Rio Salitre: Intervenções. **Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Salitre**. Salvador, p. 126 2017.
- POWER, A. G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. **Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences**, v. 365, n. 1554, p. 2959-2971, 2010.
- QU, W.; BOGENA, H. R.; HUISMAN, J.A.; MARTINEZ, G.; PACHEPSKY, Y.A.; VERECKEN, H. Effects of soil hydraulic properties on the spatial variability of soil water content: Evidence from sensor network data and inverse modeling. **Vadose Zone Journal**, v. 13, n. 12, 2014.
- RICART, S.; CLARIMONT, S. Modelling the links between irrigation, ecosystem services and rural development in pursuit of social legitimacy: Results from a territorial analysis of the Neste System (Hautes-Pyrénées, France). **Journal of rural studies** v. 43, p. 1-12, 2016.

RODRIGUES, J. O.; ANDRADE, E. M. DE; MENDONÇA, L. A. R.; ARAÚJO, J. C. DE; PALÁCIO, H. A. DE Q.; ARAÚJO, E. M. Respostas hidrológicas em pequenas bacias na região semiárida em função do uso do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 3, p. 312-318, 2013.

RODRIGUES, V. Pesquisa dos estudos e dados existentes sobre desertificação no Brasil. Brasília, DF: **Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal**. Brasília, p. 65, 1997.

ROSSI, R. A.; SANTOS, E. Conflito e regulação das águas no Brasil – a experiência do Salitre. **Caderno CRH**, v. 31, n. 82, p. 151–167, 2018.

SÁ, I. B.; ANGELOTTI, F. Degradação ambiental e desertificação no semiárido brasileiro. In: ANGELOTTI, F.; SÁ, I. B.; MENESES, E. A.; PELEGRINO, G. q. (org). Mudanças climáticas e desertificação no semiárido brasileiro. Petrolina – PE: **Embrapa Semiárido**; Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, p.53-63, 2009.

SÁ, I. B.; CUNHA, T. J. F.; TEIXEIRA, A. D. C.; ANGELOTTI, F.; DRUMOND, M. A. Processos de desertificação no Semiárido brasileiro. In: ANGELOTTI, F.; SÁ, I. B.; MENESES, E. A.; PELEGRINO, G. q. (org). Mudanças climáticas e desertificação no semiárido brasileiro. Petrolina – PE: **Embrapa Semiárido**; Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2009. p. 53-63. 2010.

SANTANA, R. A. D.; CAVALCANTE FILHO, F. N.; ASEVEDO, C. M. G. D.; SANTOS NETO, J. M. D. Perímetro de Irrigação Salitre. *Extramuros*, v. 3, p. 171–188, 2015.

SANTOS, C. A. G.; SUZUKI, K.; WATANABE, M.; SRINIVASAN, V. S. Influência do tipo da cobertura vegetal sobre a erosão no semiárido paraibano. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 4, n. 1, p. 92-96, 2000.

SANTOS, H. G., DOS; CARVALHO JUNIOR, W. D.; DART, R. D. O.; ÁGLIO, M. L. D.; DE SOUSA, J. S.; PARES, J. G.; DE OLIVEIRA, A. P. O novo mapa de solos do Brasil: legenda atualizada. **Embrapa Solos** - Documentos (INFOTECA-E), Rio de Janeiro: Embrapa Solos, p. 67, 2011.

SANTOS, J. C. N. DOS; DE ANDRADE, E. M.; MEDEIROS, P. H. A.; GUERREIRO, M. J. S.; DE QUEIROZ PALÁCIO, H. A. Effect of rainfall characteristics on runoff and water erosion for different land uses in a tropical semiarid region. **Water resources management**, v. 31, n. 1, p. 173-185, 2017.

SANTOS, K. P. DOS; SANTOS, A. M. DOS. Uso da terra, cobertura vegetal e desertificação no Projeto de Irrigação N11-Petrolina-Pernambuco. **Terr@ Plural**, v. 13, n. 2, p. 385-399, 2019.

SANTOS, L. L. Modelos hidrológicos: Conceitos e aplicações. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 2, n. 3, p. 1-19, 2009.

SARWAR, A., BASTIAANSSEN, W. G.; BOERS, T. M.; VAN DAM, J. C. Devaluating drainage design parameters for the fourth drainage project, Pakistan by using SWAP model: part I–calibration. **Irrigation and Drainage Systems**, v. 14, n. 4, p. 257-280, 2000.

SARWAR, A.; BASTIAANSSEN, W. G. M. Long-term effects of irrigation water conservation on crop production and environment in semiarid areas. **Journal of irrigation and drainage engineering**, v. 127, n. 6, p. 331-338, 2001.

SILVA, A. B. da. Recursos hídricos subterrâneos da bacia do rio Salitre, Bahia: Uso sustentável na indústria do mármore Bege. (Série Arquivos Abertos; 24). Salvador: **CBPM**, 2006. 46p.

SILVA, A. J. P. D.; RIOS, M. L. Terracing Recovers the Quality of a Riverbank Soil Degraded by Water Erosion in Brazilian Semiarid. **Floresta e Ambiente**, v. 27, n.1, p. 10, 2020.

SILVA, A. J. P. DA; RIOS, M. L. Alerta de desertificação no médio curso do Rio Salitre, afluente do Rio São Francisco. Boletim técnico: **Instituto Federal Baiano**. 1. Ed. 2018.

SILVA, J. R. L. DA; MONTENEGRO, A. A. A. DE; MONTEIRO, A. L. N.; SILVA JUNIOR, V. P. Modelagem da dinâmica de umidade do solo em diferentes condições de cobertura no semiárido pernambucano. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 10, n. 2, p. 293-303, 2015.

SILVA, R. M. A. DA. Entre dois paradigmas: combate à seca e convivência com o semiárido. **Soc. Estado**, Brasília, v.18, n.1-2, p.361-385, 2003.

SIMUMEK, J.; SEJNA, M.; SAITO, H.; SAKAI, M.; VAN GENUCHTEN, M. The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movementerries 3, Department of Environmental Sciences. **University of California, Riverside, California, USA**, p. 343, 2013.

ŠIMUMEK, J.; VAN GENUCHTEN, M. Th; WENDROTH, O. Parameter estimation analysis of the evaporation method for determining soil hydraulic properties. **Soil Science Society of America Journal**, v. 62, n. 4, p. 894-905, 1998.

SINGH, R.; VAN DAM, J. C.; FEDDES, R. A. Water productivity analysis of irrigated crops in Sirsa district, India. **Agricultural Water Management**, v. 82, n. 3, p. 253-278, 2006.

SINGH, V. P. Hydrologic modeling: progress and future directions. **Geoscience Letters**, v. 5, n. 1, p. 1-18, 2018.

SOARES, W. A. Análise da dinâmica da água em um solo não saturado sob condições de chuvas simuladas. **Águas Subterrâneas**, v. 32, n. 2, p. 20-209, 2018.

SOBEL, T. F.; ORTEGA, A. C. Desenvolvimento Territorial e Perímetros Irrigados: avaliação das políticas governamentais implantadas nos Perímetros Irrigados Bebedouro e Nilo Coelho em Petrolina (PE). **Planejamento e Políticas Públicas**, v. 35, p. 87-118, 2011.

SOLOMATINE D. P.; WAGENER T. Hydrological Modeling. In: PETER WILDERER (ed.) Treatise on Water Science, **Oxford: Academic Press**, vol.2, p. 435–457, 2011.

SOUSA, M. M. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; RIBEIRO FILHO, J. C.; NETO, J. A.; MOURA, M. M. S. Influência da Cobertura Vegetal nas Perdas de Água e Solo em Parcelas de Erosão no Semiárido Brasileiro. **Revista Geonorte**, v. 7, n. 26, p. 160-171, 2016.

SUDENE — SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. Acervo: documentos históricos: Uma Política de Desenvolvimento Econômico para o Nordeste. Reedição em 1967 de documento editado em 1959. **Sudene**, 2020. Disponível em: <http://www.sudene.gov.br/acervo>> Acesso em: 22 de jan 2020.

SUDENE — SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. Acervo: **Plano Regional de Desenvolvimento do Nordeste**, 2019 Disponível em: <http://www.sudene.gov.br/acervo>> Acesso em: 22 de jan 2020.

SUDENE – SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. **Delimitação do semiárido**. Recife, PE, 2017. Disponível em: <<http://www.sudene.gov.br/delimitacao-do-semiarido>> Acesso em: 22 de jan 2020

SUDENE – SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. Uma política de desenvolvimento para o Nordeste. **Sudene**, Recife, ed. 2, 1967. 91p.

SUDENE -SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. Mapa de delimitação do semiárido. **Ministério do Desenvolvimento Regional: Sudene**, 2017. Disponível em: < <http://sudene.gov.br/delimitacao-do-semiarido>> Acesso em set 2019.

SWINTON, S. M. LUPI, F.; ROBERTSON, G. P.; LANDIS, D. A. Ecosystem services from agriculture: looking beyond the usual suspects. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 88, n. 5, p. 1160–1166, 2006.

SWINTON, S. M.; LUPI, F.; ROBERTSON, G. P.; HAMILTON, S. K. Ecosystem services and agriculture: cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. **Ecological Economics**, v. 64, n. 2, p. 245-252, 2007.

TANCOIGNE, E.; BARBIER, M.; COINTET, J. P.; RICHARD, G. The place of agricultural sciences in the literature on ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 10, p. 35-48, 2014.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia ciência e aplicação**. Porto Alegre: Ed. da Universidade Federal do Rio Grande do Sul / Associação Brasileira de Recursos Hídricos. ed. 2, p. 943, 2009.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. 1. Ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, p. 669, 1998.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I. E. CORDEIRO NETTO, O. DE M. Gestão da água no Brasil. Brasília: **UNESCO**, p. 156, 2001.

VENKATACHALAM, L.; BALOONI, K. Water transfer from irrigation tanks for urban use: can payment for ecosystem services produce efficient outcomes? **International Journal of Water Resources Development**. V. 34, n. 1, p. 51-65, 2018.

WCED - WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT. **Our common Future**. Oxford: Oxford University Press, 1987.

WEI, Y.; CHEN, D.; HU, K.; WILLETT, I. R.; LANGFORD, J. Policy incentives for reducing nitrate leaching from intensive agriculture in desert oases of Alxa, Inner Mongolia, China. **Agricultural Water Management**, v. 96, p. 1114-1119, 2009.

WHATELY, M.; HERCOWITZ, M. Serviços ambientais: conhecer, valorizar e cuidar: subsídios para a proteção dos mananciais de São Paulo. São Paulo: **Instituto Socioambiental**, 2008.

CAPITULO I

Qualidade do solo em área recuperada e degradada no Médio Curso do Rio Salitre no semiárido brasileiro

Resumo

Ao avaliar indicadores da qualidade do solo é possível detectar os ganhos advindos da recuperação de áreas sobre processos de degradação que servirão como indicativo para validar estratégias de manejo. O objetivo desse trabalho foi determinar possíveis diferenças em propriedades do solo em uma área recuperada e outra degradada, que evidenciem ganhos e/ou perdas na qualidade do solo. Foram coletadas amostras de solo deformadas e indeformadas nas profundidades de 0-25 cm, 25-50 cm para análises físicas e químicas e amostras discretizadas de 5, 10, 20, 30, 40 e 50 cm para análises do teor de matéria orgânica para duas áreas, uma recuperada e outra degradada no médio curso da bacia hidrográfica do Rio salitre, sub-bacia do Rio São Francisco, localizada no semiárido brasileiro. Os terraços e o cultivo irrigado foram implantados em 2015 e as amostras foram coletadas em 2019. Os resultados evidenciam que a área recuperada apresentou ganhos evidentes na estabilidade de agregados, estrutura, propriedades químicas e manutenção das características do solo, indicando que a recuperação foi eficiente em promover melhorias na qualidade do solo, enquanto as perdas de natureza física e química evidenciam os efeitos dos processos erosivos na área sob degradação. Quanto a matéria orgânica, não foram encontradas diferenças entre as áreas. Os resultados demonstram que as propriedades do solo são importantes indicativos dos processos erosivos instaurados na área degradada e da contribuição da recuperação para resgatar a qualidade do solo.

Palavras-chave: Propriedades do solo, indicadores, erosão, manejo.

Soil quality in a recovered and degraded area on the middle course of the Salitre River in the Brazilian semiarid region

Abstract

When evaluating soil quality indicators, it is possible to detect the gains from the recovery of areas on degradation processes that will serve as an indicator to validate management strategies. The objective of this work was to determine possible differences in soil properties in a recovered and a degraded area, which show gains and / or losses in soil quality. Deformed and undisturbed soil samples were collected at depths of 0-25 cm, 25-50 cm for physical and chemical analysis and discrete samples of 5, 10, 20, 30, 40 and 50 cm for analysis of organic matter content for two areas, one recovered and the other degraded in the medium course of the hydrographic basin of the Rio salitre, sub-basin of the São Francisco River, located in the Brazilian semiarid region. Terraces and irrigated cultivation were implanted in 2015 and samples were collected in 2019. The results show that the recovered area showed evident gains in aggregate stability, structure, chemical properties and maintenance of soil characteristics, indicating that the recovery was efficient to promote improvements in soil quality, while losses of a physical and chemical nature show the effects of erosion processes in the area under degradation. As for organic matter, no differences were found between areas. The results demonstrate that the soil properties are important indicative of the erosive processes established in the degraded area and the contribution of the recovery to rescue the soil quality.

Key words: Soil properties, indicators, erosion, management.

1 Introdução

Para entender o que significa uma restauração bem sucedida em um ecossistema degradado é essencial o conhecimento da qualidade do solo, esse entendimento está relacionado a avaliar propriedades do solo que funcionam como indicadores das mudanças ocorridas no ambiente e de sua capacidade em interagir como parte de um ecossistema saudável (Araújo et al., 2012; Costantini et al., 2016; Muñoz - Rojas et al., 2016).

A qualidade do solo representa um componente expressivo da qualidade ambiental, porém complexo, devido a multifuncionalidade intrínseca de funções, processos e serviços no ecossistema, como, por exemplo, estabilidade física, ciclagem de nutrientes e suporte para o crescimento vegetal (Andrews et al., 2002; Lal, 2001; Muñoz - Rojas et al., 2016; Bünemann et al., 2018).

Processos erosivos representam um problema sério de degradação do solo em escala global e regional e são indicadores visuais diretamente ligados a perda de qualidade do solo. Em regiões semiáridas, por exemplo, a remoção da vegetação representa a remoção da proteção física contra efeitos da erosão. Entender o que os processos de restauração ou degradação proporciona para o solo perder ou manter sua funcionalidade significa determinar as propriedades indicadoras de ganhos ou perdas na sua qualidade, as quais são definidas como propriedades físicas, químicas e biológicas (Reinert, 1998; Schoenholtz et al., 2000; Boix-Fayos, et al.; 2001; Reynolds, et al. 2002; Araújo et al, 2012; Stefanoski, et al., 2013; Muñoz - Rojas et al. 2016; Bünemann et al., 2018; Jourgholami, et al., 2019).

No semiárido brasileiro, por exemplo, foram identificados intensos processos de erosão hídrica advindos do manejo inadequado do solo, retirada da vegetação, queimadas e exposição do solo no médio curso da bacia hidrográfica do rio salitre uma sub bacia do rio São Francisco que possui histórico de conflitos pelo uso da água e da terra, processos erosivos e de assoreamento, fatores que culminaram para intermitência do rio e mais atualmente para indicação do processo de desertificação (Cedraz 2012; CBHS, 2019; Silva e Rios, 2020).

Diante do exposto, é preciso determinar “um conjunto mínimo de dados” (Garrigues et al., 2012; Raiesi e Kabiri, 2016) os quais representem as características do solo que mais influenciam na sua qualidade, uma vez que, esses indicadores são diferentes dependendo do objetivo a ser avaliado quanto ao uso do solo (Zhao et al, 2012).

Dentre diversos indicadores de qualidade do solo usados em manejo agrícola e caracterização de processos erosivos, destacam-se aqueles definidos na literatura quase por unanimidade, textura, densidade aparente, estabilidade de agregados, resistência à penetração, porosidade, macroporosidade, microporosidade, pH, matéria orgânica e nutrientes (Gomes e Filizola, 2006; Garrigues et al., 2012; Freitas et al., 2012; Stefanoski et al., 2013; Tesfahunegn, 2013; Raiesi e Kabiri, 2016; Bünemann et al., 2018).

Portanto, o objetivo desse trabalho foi determinar possíveis diferenças nas propriedades físicas (porosidade, densidade, resistência a penetração, estabilidade de agregados), químicas (potencial hidrogeniônico, Capacidade de troca de cátions, soma de bases, Saturação por bases e macronutrientes) e de matéria orgânica, entre uma área recuperada e outra degradada que evidenciem ganhos e/ou perdas na qualidade do solo.

2 Material e métodos

2.1 Área experimental

Um processo de recuperação foi realizado em maio de 2015 em uma área de propriedade particular de aproximadamente 1200 m² sob alto estágio erosivo, apresentando duas erosões em voçoroca, as margens do leito do Médio Curso do rio Salitre no município de Campo Formoso, Bahia, Brasil (Figura 1).

A recuperação consistiu na construção de um terraço constituído por três patamares de área 10x40 m cada. Os patamares foram construídos realizando-se um corte na encosta e, simultaneamente as voçorocas foram preenchidas com o solo da própria área. Realizou-se a implantação de espécies vegetais gramíneas e leguminosas e, de um sistema de irrigação por microaspersão para garantir o estabelecimento e manutenção da vegetação. As irrigações foram realizadas de 3 em 3 dias por um sistema de microaspersão e perfazem uma área molhada dos terraços de 140 m². A vegetação que se estabeleceu na área dos terraços foi a gramínea (*Cynodon* spp) a qual é cortada em períodos alternados entre os patamares, para ser fornecida como alimento aos animais da propriedade.

Entre os dias 16 e 17 de janeiro de 2019 foram coletadas amostras de solo da área recuperada e de uma área próxima degradada que corresponde a área circunvizinha com solo exposto, presença de voçoroca e declividade de 17% no sentido do leito do rio (Figura 1). O solo da região do estudo é classificado como um

Cambissolos Háplicos Ta Eutróficos mais Vertissolos Háplicos Órticos conforme novo mapa de solos do Brasil (Santos et al., 2011).

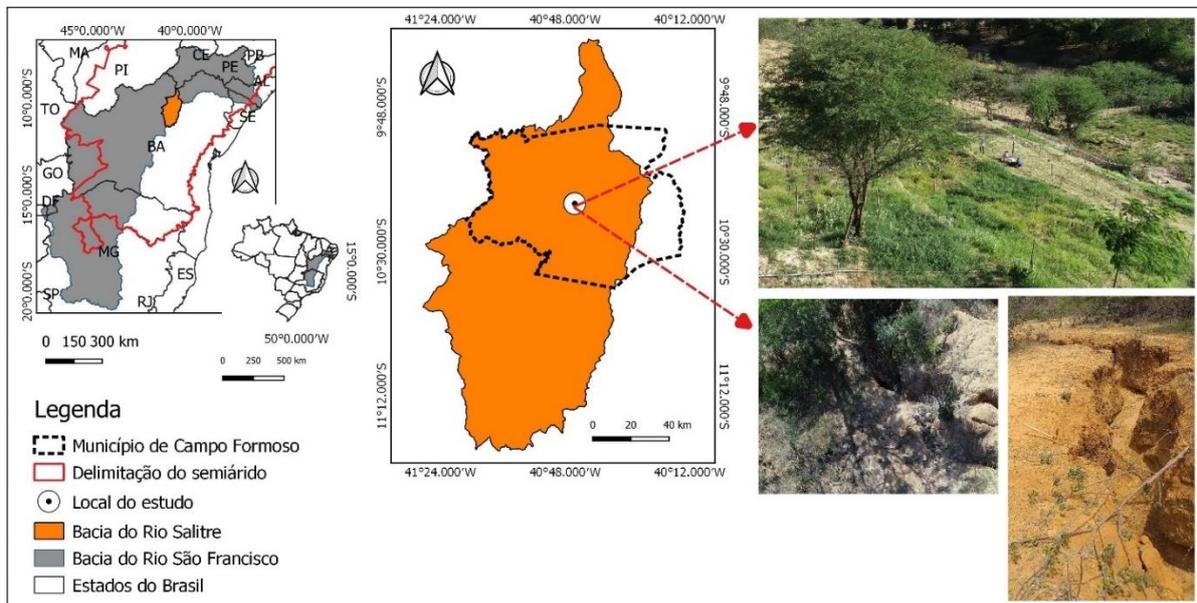


Figura 1. Localização da bacia do Rio Salitre. Detalhe da área recuperada e sob degradação.

2.2 Análises de solo

Com intuito de determinar possíveis melhorias na área que passou por manejo de recuperação em comparação da área vizinha sob processo de degradação, foram coletadas amostras de solo em pontos representativos de cada área, para formar uma amostra composta. Amostras indeformadas foram coletadas nas camadas de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-50 cm e deformadas de 0-25 cm e 25-50 cm, para cada área. As amostras deformadas foram coletadas com o auxílio de uma cavadeira articulada e trado do tipo holandês e acondicionadas em sacos plásticos, previamente identificados. As amostras indeformadas foram coletadas por meio de trado do tipo “TAI” (Trado para Amostras Indeformadas), em anéis volumétricos metálicos com volume de 96 cm³ e envoltas em filme de PVC (Policloreto de vinila) para proteção da estrutura de cada amostra.

Todas as amostras foram devidamente identificadas e transportadas até o Laboratório de Drenagem Agrícola e Salinidade localizado no Programa de Pós graduação em Engenharia Agrícola – PPGA-NEAS da Universidade Federal do

Recôncavo da Bahia (UFRB). Amostras deformadas foram colocadas para secar ao ar e processadas conforme necessário para as análises.

Realizou-se a caracterização de atributos indicadores da qualidade do solo, físicos, químicos e teor de matéria orgânica para os solos estudados, utilizando as metodologias pertinentes do Manual de Métodos de Análise do Solo, conforme Teixeira et al. (2017).

As análises foram divididas em duas etapas concomitantes. Para o estabelecimento da química e da matéria orgânica as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Solos e Nutrição de Plantas da Embrapa Mandioca e Fruticultura. Uma segunda análise de matéria orgânica foi realizada com amostras coletadas em 20 de fevereiro de 2020 e enviadas ao laboratório AKLO Consultoria e Laboratório de Análises de Solo, Água e Plantas. Todas as análises físicas foram realizadas no Laboratório de Física do Solo da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB).

2.2.1 Análises físicas

As propriedades analisadas foram: microporosidade, macroporosidade, porosidade total, densidade do solo, densidade de partículas, granulometria e estabilidade de agregados por tamisamento via seca e via úmida. Foram realizadas duas repetições para cada camada de coleta de solo, em cada área experimental.

Para as análises o procedimento metodológico seguiu conforme o Manual de Métodos de Análises de Solo da Embrapa (Teixeira et al., 2017), contudo, para a análise dos agregados foi adotado um conjunto de peneiras conforme Kemper e Chepil (1965).

A microporosidade foi determinada pelo método da mesa de tensão. Nesse método as amostras indeformadas foram saturadas e levadas para a mesa a uma tensão de 6 kPa (60 cm de coluna de água) até atingirem o equilíbrio e serem pesadas, em seguida, foram submetidas a secagem em estufa a temperatura de 105°C, as quais tiveram suas massas mensuradas novamente. Após esse procedimento, determinou-se a microporosidade pela Equação (1).

$$M_i = \frac{(MS_t - MS_s)}{V} \quad (1)$$

Onde: M_i = microporosidade ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$); MS_t = Massa do solo após equilíbrio na mesa de tensão (g); MS_s = massa do solo seco a 105°C (g), volume total do cilindro (cm^3).

A porosidade total foi obtida pelo método indireto, considerando os valores da densidade do solo e da densidade de partículas (Equação 2).

$$P_t = \frac{(D_p - D_s)}{D_p} \quad (2)$$

Onde: P_t = porosidade total ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$); D_s = densidade do solo, em g cm^{-3} ; D_p = densidade de partículas sólidas do solo (g cm^{-3}).

A macroporosidade foi obtida, portanto, pela diferença entre a porosidade total e a microporosidade (Equação 3).

$$M_a = (P_t - M_i) \quad (3)$$

Onde: M_a = macroporosidade ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$); P_t = porosidade total ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$); M_i = Microporosidade ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)

A densidade do solo foi determinada pelo método do anel volumétrico, relacionando a massa do solo seco a 105°C e o volume do cilindro (Equação 4).

$$D_s = \frac{m_s}{v} \quad (4)$$

Onde: D_s = densidade do solo (g cm^{-3}); m_s = massa do solo seco (g); v = volume cilindro (cm^3).

A densidade de partículas foi determinada pelo método do balão volumétrico. O procedimento metodológico consistiu em aferir balões volumétricos de 50ml com água deionizada e desaerada e posteriormente transferir 20g das amostras de solo que foram anteriormente secas em estufa a 105°C e pesadas. O conjunto "balão + amostra" teve seu volume completado com álcool etílico e o volume gasto de álcool na operação foi anotado. Os cálculos seguem conforme Equação (5).

$$D_p = \frac{M_a}{V_t - V_u} \quad (5)$$

Onde: D_p = densidade de partículas (g cm^{-3}); M_a = massa solo seco a 105°C (g); V_t = volume do balão aferido (mL); V_u = volume utilizado para completar “balão + amostra” (mL).

Na análise de agregados as amostras foram fracionadas inicialmente em uma peneira de 7,9 mm. No tamisamento “via seca” as amostras passaram pelo conjunto de peneiras de malha 2,00, 1,00, 0,50, 0,25, 0,105 e 0,53 mm ao serem submetidas a vibração vertical durante 1 min em um agitador mecânico vibratório (Marca Solotest®) ajustado a potência de 30%. O conteúdo de solo retido em cada peneira foi transferido para cápsulas de alumínio e pesado.

O tamisamento “via úmida” consistiu em colocar as amostras de solo sobre papel filtro e inseri-las em recipiente com lâmina de água para umedecimento por capilaridade durante 16 horas. Dois conjuntos de cinco peneiras de malhas 2,00, 1,00, 0,50, 0,25, 0,105 mm foram sobrepostas dentro de um balde, acopladas a um agitador com oscilação vertical. Cada balde possuía um volume de água suficiente para atingir metade da peneira superior quando o conjunto estava em oscilação. As amostras foram depositadas sobre a peneira superior e o conjunto foi agitado durante 15 min com 42 oscilações por minuto. O material retirado de cada peneira foi transferido para cápsulas de alumínio e levado para secar durante 24 horas a 105°C para obtenção do peso seco.

Foram calculados o diâmetro médio ponderado para “via úmida e “via seca”, índice de estabilidade de agregados e a porcentagem de agregados por classe de tamanho conforme Equações (6), (7) e (8).

$$DMP = \sum_{i=1}^n (X_i - W_i) \quad (6)$$

Onde: DMP = diâmetro médio ponderado; X_i = diâmetro médio da classe (mm); W_i = proporção de cada classe em relação ao total.

$$IEA = \frac{DMP_u}{DMP_s} \times 100 \quad (7)$$

Onde: IEA = índice de estabilidade de agregados (%), DMP_u = diâmetro médio ponderado úmido (mm), DMP_s = diâmetro médio ponderado seco (mm).

$$P_{AC} = \frac{M_{sp}}{\sum_{i=1}^n M_{sp}} \times 100 \quad (8)$$

Onde: AC = porcentagem de agregados por classe (%), M_{sp} = massa de solo retida em cada peneira (g)

A análise granulométrica foi realizada pelo método da pipeta. Foram pesadas 20g de solo e transferidas para o copo do dispersor de solos mecânico (Modelo Solotest®) (Amaro Filho et al., 2008) adicionado 10 mL de hidróxido de sódio (solução dispersante) e 100 mL de água destilada. As amostras foram agitadas a 12.000 rpm durante 15 min. Após o processo de dispersão a suspensão “areia + silte + argila” foi transferida para proveta de 1000 mL passando sobre uma peneira de malha 0,053 mm para separação da fração areia, a qual foi transferida para cápsulas de alumínio.

A suspensão “argila + silte” foi monitorada conforme a Lei de Stokes para completa sedimentação do silte e, posteriormente com pipetador automático, foi coletada 50 mL da suspensão de argila e transferidas para Becker. Areia e argila foram levadas a estufa a 105°C durante 24 horas. Após secagem as amostras foram pesadas. A fração areia foi passou por um conjunto de peneiras de malha 1,00, 0,5, 0,25, 0,105 e 0,053 mm sob agitação durante 1 minuto com agitador a potência de 30%. Foi quantificada as frações de areia retidas em cada peneira as quais correspondem a areia média grossa (1,00 mm), areia grossa (0,5 mm), areia média (0,25 mm), areia fina (0,105 mm) e areia média fina (0,053 mm).

Os cálculos das porcentagens de areia, argila e silte das amostras foram realizados conforme Amaro Filho (2008) (Equações 9, 10 e 11). A classificação textural foi realizada segundo o triângulo americano conforme o Soil Survey Manual (Estados Unidos, 1993; Santos et al., 2005).

$$P_{ar} = M_{ar} * 5 * f \quad (9)$$

Onde: P_a = porcentagem de areia (%); M_{areia} = massa da areia (g); f = fator de correção

$$P_{ag} = M_{ag} * 200 * f \quad (10)$$

Onde: P_a = porcentagem de argila (%); M_{areia} = massa da argila (g); f = fator de correção

$$P_s = 100 - (P_{ar} - P_{ag}) \quad (11)$$

Onde: P_s = Porcentagem de silte (%)

Para estimativa da resistência do solo a penetração (RP) amostras indeformadas foram submetidas a tensões de -10 kPa e -100 kPa na Câmara de Richards com placa porosa (Richards, 1948). Essas tensões foram escolhidas por representarem, respectivamente, a Capacidade de Campo (Teixeira et al., 2017) e como referência para solo coeso (Ley et al., 1995; Giarola e Silva 2002).

As leituras da RP foram realizadas com Penetrógrafo eletrônico de bancada Modelo MA933®, equipado com uma haste de 4 mm de diâmetro e velocidade de penetração de 1mm s^{-1} . Foi adotado um tempo de execução de 240 s, e as leituras dos 60 s iniciais e finais foram descartados por conta do efeito de bordadura semelhante a Santos et al. (2012).

2.2.2 Análise química e de matéria orgânica

Para a determinação das propriedades químicas do solo de cada área de estudo foram pesadas, ensacadas e levadas para laboratório 500g das amostras deformadas nas profundidades de 0-25 cm e 20-50. Na análise foram estabelecidos: potencial hidrogeniônico (pH), Capacidade de troca de cátions (CTC), soma de bases (SB), Saturação por bases (V) e macronutrientes. A interpretação da concentração de nutrientes presentes nas amostras foi realizada conforme gabarito disponibilizado conjuntamente aos resultados pelo Laboratório de Solos e Nutrição de Plantas da Embrapa Mandioca e Fruticultura.

Na determinação da matéria orgânica foram realizadas duas análises com o objetivo de confrontar os resultados para duas discretizações do solo. As primeiras amostras foram coletadas de 0-25 cm e 25-50 cm de profundidade em cada área. Posteriormente a coleta foi realizada em cada área com o perfil discretizado em camadas de 10 cm (0-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-50).

3 Resultados e discussão

3.1 Análise de solo

3.3.1 Análises físicas

O solo degradado apresenta diferença textural na camada superficial de 0-25 cm com um maior teor de areia e menor de argila (Tabela 1). Indicativo dos efeitos da degradação na camada superficial do solo.

Tabela 1. Análise textural das amostras de solo para as áreas de estudo

Áreas	Prof.	Areia	F	MF	M	MG	G	Silte	Argila	Classe textural
	cm	-----g Kg ⁻¹ -----								
REC	0-25	420	162	58	128	25	47	249	331	Franco-argilosa
	25-50	369	137	57	105	20	49	307	324	Franco-argilosa
DEG	0-25	482	173	61	151	23	75	251	267	Franco-argilo-arenosa
	25-50	421	151	63	116	34	57	235	344	Franco-argilosa

REC: recuperada; DEG: degradada; Prof.: profundidade; Fracionamento da areia = MF: média fina, F: fina, M: média, G: grossa, MG: média grossa.

Os baixos teores de argila associados a maior presença de areia fina são parâmetros que evidenciam o aumento da erosão hídrica dos solos pela facilidade com que essas partículas podem ser transportadas pela enxurrada (Lima et al., 1990; Silva e Rios, 2017). Como a textura é um atributo físico permanente, intrínseco da propriedade do solo (Stefanoski et al., 2013) a diferença textural observada é um indicador do processo erosivo instaurado na área sob degradação. Mesmo tendo ocorrido movimentação de solo para construção do terraço, a área recuperada apresenta sua textura inalterada.

Semelhantemente Gomide et al. (2012) estudaram a camada superficial (0-20 cm) de um Cambissolo Háplico sob diferentes ambientes de voçorocas e relataram que os processos erosivos foram responsáveis pela remoção do horizonte A e B incipiente resultando em predomínio da fração arenosa e perda de materiais de granulometrias menores que a areia. Segundo Galindo et al. (2008) os efeitos da erosão hídrica em ambiente degradado culminam na remoção da camada superficial do solo com perda de argila, e consequente mudança na textura do solo.

A associação do terraceamento e da presença de gramíneas na área recuperada protege o solo dos processos erosivos, reduzindo as perdas de solo associadas ao escoamento superficial. Esse fato também foi evidenciado por Silva e Rios (2020). As gramíneas tem a capacidade de manter as partículas do solo, facilitar a infiltração devido a sua densa matriz radicular e ao promoverem a cobertura do solo atenuam os efeitos do impacto direto das chuvas (Dias-Filho e Ferreira, 2013).

Quanto mais exposto e/ou sob manejo inadequado, mais susceptíveis os solos estarão aos processos erosivos (Bazzano et al. 2010). O papel relevante do terraceamento e das gramíneas na recuperação e proteção dos solos contra os processos erosivos e na melhoria das propriedades do solo são endossados por Baets et al. (2006), Marques et al (2010), Zuazo et al. (2011), Liu et al. (2013), Zhao et al.

(2017), Camera et al. (2018), Li e Pan (2018), Pan e Ma et al (2020) e Silva e Rios (2020).

Observa-se que não existem diferenças expressivas na densidade de partículas entre as áreas e entre profundidades (Tabela 2). Como demonstrado posteriormente a matéria orgânica que exerce influência nessa propriedade não diferiu entre as áreas, deste modo, a densidade de partículas tem seus valores condicionados a natureza litológica da área e, portanto, a composição mineralógica do solo semelhante as explanações de Nahon (1991) e Santos et al. (2012).

Tabela 2. Propriedades físicas e físico - hídricas para as áreas de estudo

Áreas	Prof.	Ds	Dp	CC	MACRO	MICRO	PT
	cm	-----g cm ⁻³ -----	-----	-----	-----cm ³	cm ⁻³ -----	-----
REC	0-25	1,52	2,55	0,35	0,04	0,36	0,40
	25-50	1,32	2,47	0,36	0,10	0,36	0,47
DEG	0-25	1,53	2,43	0,31	0,06	0,31	0,37
	25-50	1,61	2,48	0,33	0,01	0,34	0,35

REC: recuperada; DEG: degradada; Prof.: profundidade; Ds: Densidade do solo; Dp: Densidade de partículas; CC: umidade do solo na capacidade de campo; MACRO: macroporosidade; MICRO: microporosidade; PT: porosidade total.

A área recuperada apresenta menor densidade, maior número de microporos e maior porosidade (Tabela 2) que conferem melhorias nas características físico-hídricas do solo. Esses atributos demonstram a melhoria na capacidade de infiltração e armazenamento de água no solo, sendo indicadores da qualidade do solo (Bünemann et al., 2018).

Com textura franco arenosa, que lhe confere maior número de macroporos (Tabela 5) o solo degradado entre 0-25 cm se apresenta ainda mais propenso aos efeitos erosivos por existir uma baixa coesão entre as partículas de areia, já que, segundo Miqueloni e Bueno (2011), quanto maior a quantidade de silte, areia média e areia muito fina menor é a coesão entre as frações de areia acarretando de forma mais efetiva o processo erosivo.

Segundo Schoenholtz et al. (2000) relacionar a densidade do solo com sua resistência a penetração é uma boa maneira de demonstrar a influência do manejo em uma área. A área degradada entre 25-50 cm apresenta maior densidade, baixa porosidade (Tabela 5) e alta resistência a penetração (Figura 10) dificultando a infiltração e contribuindo para o aumento do escoamento superficial e conseqüentemente dos processos erosivos.

A área degradada apresenta maior resistência do solo a penetração (Figura 2) se sobressaindo na profundidade de 25-50 cm e com maior discrepância para o solo seco (-100 kPa) (Figura 2D) ultrapassando consideravelmente o limite considerado crítico pela literatura de 2000 kPa (Blainski et al., 2008; Iori et al., 2012; Soto et al., 2014). Esse achado é um indicativo de que as forças de coesão no solo se intensificam com menos umidade presente. Na profundidade de 0-25 cm o solo degradado apresenta resistência semelhante ao solo recuperado. O fato de o solo degradado apresentar maior teor de areia (Tabela 4) e estruturação instável (Figura 3C) explica esse resultado.

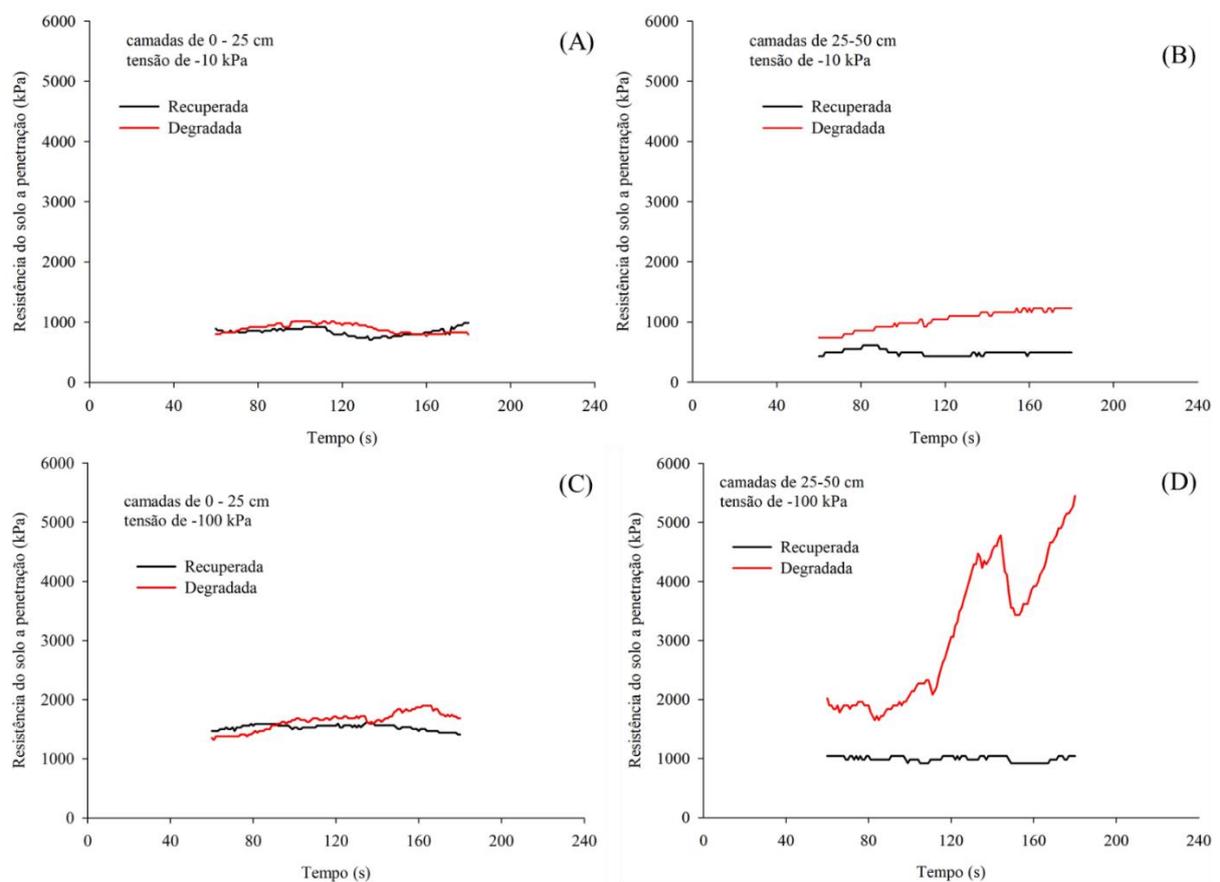


Figura 2. Resistência do solo a Penetração para amostras de solo das áreas de estudo. (A) tensão de água no solo de -10 kPa, na profundidade de 0-25 cm. (B) tensão de água no solo de -10 kPa, na profundidade de 25-50 cm. (C) tensão de água no solo de -100 kPa, na profundidade de 0-25 cm. (D) tensão de água no solo de -100 kPa, na profundidade de 25-50 cm.

O solo recuperado apresenta resistência a penetração dentro dos limites aceitáveis para desenvolvimento radicular, o que indica que o manejo adotado

proporcionou melhorias consideráveis nas propriedades do solo. Boa estruturação e resistência à erosão são indicativos de um solo que mantém sua qualidade (Reynolds et al., 2002).

Autores esclarecem que quanto maior for a umidade no solo menor será sua resistência a penetração (Iori et al., 2012; Soto et al., 2014), em contrapartida, condições de baixa umidade tendem a levar o solo a apresentar uma maior resistência (Torres e Saraiva, 1999; Assis et al., 2009). A resistência também é influenciada pela textura dos solos sendo maior para solos argilosos e de alta coesão e menor nos solos arenosos menos coesivos (Torres e Saraiva, 1999).

Ao pesquisarem sobre a degradação física em um latossolo vermelho distrófico sobre quatro sistemas de manejo (mata nativa, culturas anuais e pastagem) Blainski et al. (2008) observaram que baixas umidades e altas densidades do solo se relacionam diretamente e elevaram a resistência do solo a valores restritivos (> 2000 kPa) para as culturas.

Quanto a agregação existe uma diferença perceptível na classe de agregados determinados por via úmida e seca, que reflete consequentemente nas diferenças de Diâmetro Médio Ponderado (DMP) (Figura 3).

Por tamisamento “via úmida” 50% dos agregados da área recuperada são maiores que 2 mm, possivelmente efeito do sistema radicular das gramíneas que possibilita a formação de macroagregados, semelhante aos obtidos por Brandão e Silva (2012). A capacidade do solo recuperado em manter sua agregação na presença da água é um indicador de uma melhor resistência a erosão hídrica. Para Salton et al. (2008) sistemas de manejo com pastagem permanentes são responsáveis por favorecerem a formação de agregados estáveis (“via úmida”) maiores que 2 mm, um reflexo da atuação do sistema radicular dessa cultura.

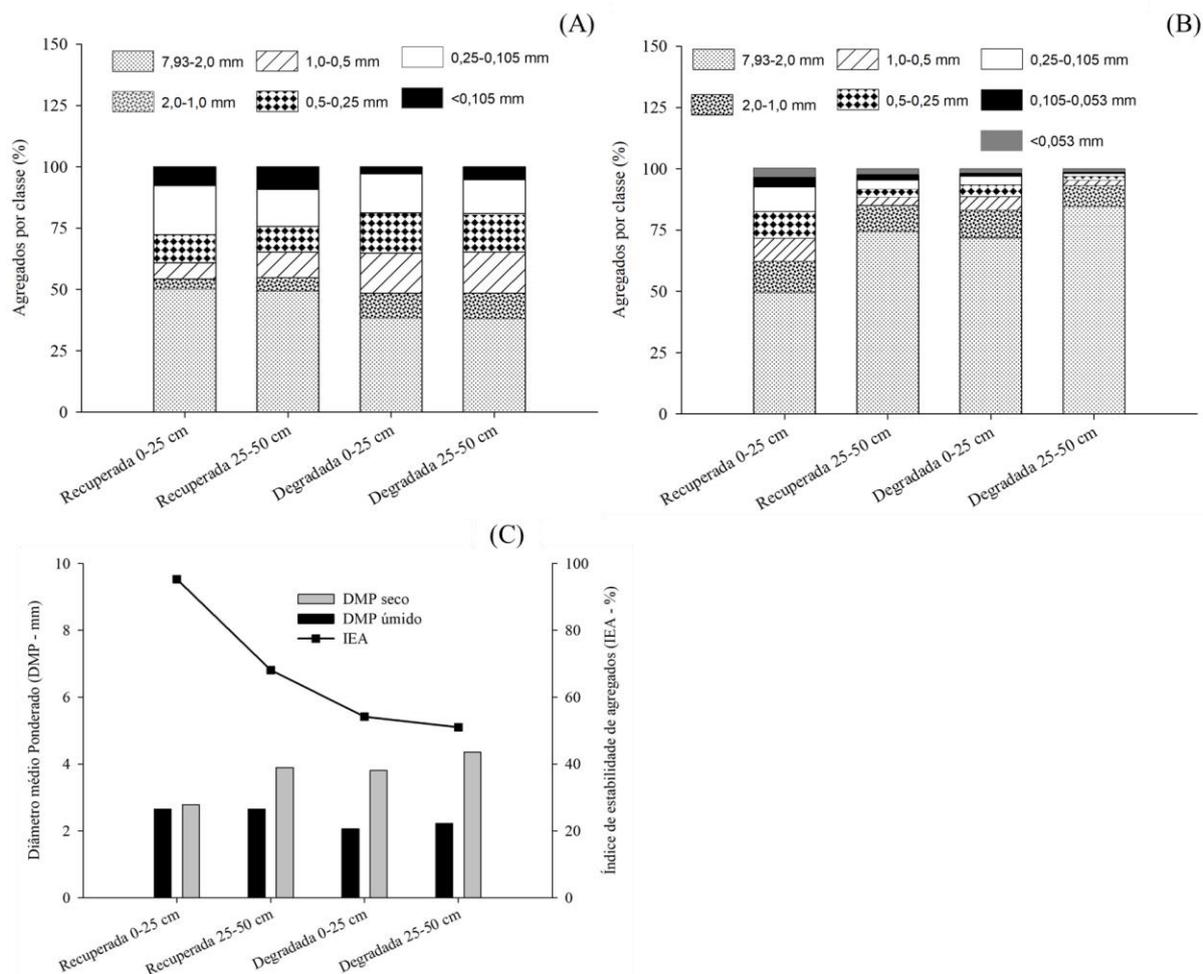


Figura 3. Distribuição Percentual dos agregados por classe (mm) (A) agregados via úmida, (B) Agregados via seca e, (C) Diâmetro Médio Ponderado (mm) e índice de estabilidade dos agregados (%) para os solos da área de estudo.

As chuvas intensas características do semiárido brasileiro são responsáveis por perdas de solo consideráveis no médio curso do rio Salitre (Santos et al., 2020), essas chuvas quando em contato direto com o solo promovem o umedecimento rápido dos agregados contribuindo para perda da estabilidade ao promoverem a quebra dos macroagregados (> 2 mm) colaborando para aumentar os agregados de menor tamanho (Vaezi et al., 2017) que são carregados pelas enxurradas, semelhante aos achados desta pesquisa para o solo degradado (Figura 3A).

Por tamisamento “vai seca” mais de 75% dos agregados são maiores que 2 mm nas duas áreas, com exceção para a área recuperada na profundidade de 0-25cm cujo valor chega a 50% (Figura 3B). Por ser tratar de Cambissolos Háplicos Ta Eutróficos + Vertissolos Háplicos Órticos (Santos et al., 2011) esse solo apresenta naturalmente uma elevada dureza dos seus agregados quando seco acarretando em

uma maior resistência na abrasão durante o peneiramento, mais evidenciado nas peneiras de maiores diâmetros, o que contribui para incrementar o percentual de agregados de maior tamanho.

O solo da área recuperada apresenta maior índice de estabilidade de agregados (Figura 3C) demonstrando sua melhor estruturação e qualidade, refletindo na resistência a erosão hídrica corroborando os resultados obtidos por Cantón et al. (2009). Quanto mais estável o solo menor seu desprendimento quando impactado pelas gotas de chuva e menores são os efeitos erosivos (Yan et al., 2008).

Comportamento oposto é observado para solo degradado. Cantón et al. (2009) e Salton et al. (2008) ao pesquisarem agregação do solo por tamisamento “via úmida” reforçam que a textura do solo influencia na taxa de macroagregados (> 2 mm), sendo a argila um componente importante para melhorar a agregação, portanto, solos com textura arenosa na camada superior possuem agregados menos estáveis se tornando mais susceptíveis aos processos erosivos.

Para Vicente et al. (2012) a maior estabilidade de agregados, sob tamisamento “via úmida”, está relacionada a melhor infiltração de água no solo e resistência a erosão, uma vez que, essa estabilidade é responsável por restabelecer a porosidade do solo. Para Mota et al. (2008) a estabilidade dos agregados “via úmida” para diâmetros > 2 mm é essencial para garantir a resistência a erosão, boa condução de água e difusão de gases no solo.

Já Melo et al. (2017) demonstraram que a irrigação favoreceu os atributos de agregação do solo, contribuindo para estabilidade estrutural. Esse fator é importante porque autores demonstram que o aumento da produtividade das culturas com uso da irrigação são responsáveis por melhorar a qualidade física dos solos (Wei et al., 2009; Fleming et al., 2014; Sanches et al., 2015; Li et al., 2017).

3.3.2 Análises químicas

O local do estudo se encontra geologicamente em região de formação caatinga com seixos calcários (PLANGIS, 2003; Silva e Rios, 2019). Como indicativo da presença do calcário as áreas de estudo possuem uma alta alcalinidade pH > 8,0, alta concentração de cálcio e baixa acidez potencial com exceção da área degradada na profundidade de 25-50 cm, semelhante aos achados de Rios et al. (2020) e corroborando os achados de Lira et al. (2012) ao pesquisarem uma área de caatinga natural e sob manejo cujo solo tem como material de origem o calcário.

A área recuperada apresenta um melhor balanço de nutrientes no solo (Tabela 3). A maior presença de sódio pode estar relacionada a existência de minerais primários, por se tratar de uma região semiárida onde os processos de formação dos solos ocorrem mais lentamente (Sobral et al., 2015). O P se apresenta em baixas concentrações em todas as profundidades nas duas áreas, enquanto o K é encontrado em nível de médio a alto nas profundidades de 0-25 cm, e baixo de 25-50 cm (Tabela 3). As baixas concentrações de fósforo são esperadas pois esse nutriente é encontrado normalmente em baixas concentrações em regiões semiáridas (Pereira e Faria, 1998; Silveira et al., 2006; Galvão et al., 2008; Rebouças et al., 2014; Brito et al., 2017). Ressalta-se ainda que em solos com presença de calcário ocorrem reações químicas que inibem a disponibilidade de P (Leytem e Mikkelsen, 2005).

Tabela 3. Propriedades químicas dos solos para as áreas de estudo

Áreas	Prof.	pH	P	K	Ca	Mg	Al	Na	H+Al	SB	CTC	V
	cm	H ₂ O	mg dm ⁻³	----- cmol _c dm ³ -----							%	
REC	0-25	8,8	2	0,2	9,33	8,31	0,0	0,57	0,0	18,41	18,41	100
	25-50	8,5	4	0,04	12,64	4,67	0,0	1,13	0,0	18,48	18,48	100
DEG	0-25	8,6	1	0,2	14,40	1,41	0,0	0,05	0,0	16,06	16,06	100
	25-50	4,9	1	0,06	0,47	0,27	0,7	0,04	5,83	0,84	6,67	13

REC: recuperada; DEG: degradada; Prof.: profundidade; CTC: Capacidade de troca de cátions; SB: soma de bases; V: Saturação por bases.

Semelhante a área recuperada, a degradada na profundidade de 0-25 cm apresenta alta Saturação por bases (V) e uma boa CTC reflexo da inexistência de alumínio trocável, teores elevados de Ca e do baixo valor de acidez potencial (H + Al), uma combinação de fatores que evidenciam o caráter eutrófico do Cambissolo em estudo assim como evidenciado por Diniz Filho et al. (2009) e Rebouças et al. (2014). Já de 25-50 cm o solo degradado apresenta comportamento oposto e, no geral, a menor concentração dos nutrientes no solo com os valores de SB e CTC refletindo a influência da acidez potencial (Tabela 3). Possivelmente por se tratar de uma área íngreme com declividade em torno de 17% (Silva e Rios, 2020) ocorre maior perda dos nutrientes por lixiviação, semelhante aos achados de Benites et al. (2003) e Rios et al. (2020).

Observa-se que o solo degradado apresenta na profundidade de 25-50 cm conjunto de propriedades a citar a acidificação (decréscimo do pH), desequilíbrio e depleção dos nutrientes e a presença de íons tóxicos (alumínio) (Tabela 3) que evidenciam a degradação química e conseqüentemente a perda da qualidade do solo, corroborando as explicações de Arshad e Coen (1992) e Araújo et al. (2012).

Quanto a matéria orgânica, principalmente por se tratar de uma região semiárida, existe uma complexa dinâmica envolvida. Podemos inferir que as práticas de manejo adotadas na área recuperada podem estar relacionadas ao fato da distribuição do teor de matéria orgânica não diferir da área degradada (Tabela 4).

O manejo na área recuperada compreende o corte do capim e irrigações noturnas, realizadas de 3 em 3 dias para nova rebrota, e apesar da presença de cobertura morta sobre o solo não existe incorporação, assim como rotação ou consórcio na área. Salienta-se também que a recuperação da área é relativamente recente (4 anos). Deduz-se ainda que, análises adicionais que relacionem a matéria orgânica no solo com o carbono da biomassa microbiana, quociente metabólico e nitrogênio microbiano, poderiam ajudar a explicar os resultados obtidos.

Tabela 4. Distribuição da matéria orgânica por profundidade para cada análise.

Prof. (cm)	Matéria orgânica (g kg ⁻¹)					média	Matéria orgânica (g kg ⁻¹)		média
	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50		0-25	25-50	
Área									
REC	6,2	3,1	5,2	7,2	4,7	5,3	8,0	6,0	7,0
DEG	4,1	7,2	5,7	4,1	5,9	5,4	8,0	4,0	6,0

Prof. = profundidades; REC = Recuperada; DEG = Degradada.

Para Peralta e Wander (2008) as interações planta–solo-microrganismos devem ser investigadas, uma vez que, as mudanças na dinâmica da matéria orgânica podem estar ligadas ao manejo do solo. A biomassa microbiana é um indicador da qualidade do solo, sendo componente importante para sua avaliação pois atua na ciclagem dos nutrientes, na regeneração da estabilidade dos agregados e na decomposição dos restos vegetais (Silva et al., 2010). Como demonstrado por Anderson e Domsch (1993), Silva et al. (2010) e Feitosa Júnior et al (2019) a análise da biomassa microbiana é importante para monitorar as transformações da matéria orgânica do solo.

Semelhantemente Silva et al., (2012) ao compararem tratamentos com diferentes coberturas vegetais e solo descoberto em região semiárida observaram que ocorre grande variabilidade nos teores de matéria orgânica em profundidades (15 a 100 cm) mas não entre tratamentos, segundo os autores os resultados podem estar associados a recente implantação das coberturas vegetais (6 meses) e a elevada taxa de mineralização que a matéria orgânica apresenta na região.

De maneira geral, os solos do semiárido possuem naturalmente baixo estoque de matéria orgânica, e em sistemas agrícolas irrigados, a associação da disponibilidade de água com a elevada insolação e temperaturas aumenta a entropia do sistema o que implica na redução da matéria orgânica do solo, favorecida pelo estado de mínima energia e máxima desordem gerados (Giongo, 2011).

Segundo Addiscott (1995) para que um ambiente agrícola atinja sustentabilidade ele deve atingir um estado estacionário evitando o gasto excessivo de energia, mantendo o mínimo estado de entropia, assim, para áreas que o solo é constantemente manejado e se comporta como um sistema aberto, as trocas de energia e matéria orgânica ocorrem até que o sistema atinja o estado estacionário (adição = perdas).

Para Conant et al. (2011) a adsorção da matéria orgânica aos compostos minerais do solo é um processo químico que está sujeito a teoria cinética, portanto, de acordo com as relações termodinâmicas o aumento da temperatura implica no rompimento de algumas ligações existentes entre a matéria orgânica e os minerais do solo de alta afinidade, liberando sítios de ligação que aumentam a oportunidade da ocorrência de interações de baixa afinidade, limitando a disponibilidade da matéria orgânica no solo.

Ao comparar os teores de matéria orgânica em um Cambissolo Háplico eutrófico cultivado com melão e sob mata nativa (caatinga) ao longo de três, cinco e dez anos em região do semiárido Cearense, Lopes et al (2012) observaram diferença entre as áreas com aumento do teor de matéria orgânica após cinco anos de cultivo indicando o manejo adotado: pousio e acúmulo de resíduos vegetais ao longo desse período, rotação de culturas e incorporação da matéria orgânica, como fatores determinantes para esse resultado.

Pode-se considerar as gramíneas como espécies vegetais de decomposição lenta, permanecendo maior tempo como cobertura morta protegendo o solo, regulando temperatura, conteúdo de água no solo (por reduzir a evaporação) e

diversas modalidades de erosão (Kliemann et al., 2010), tendo sua taxa de decomposição diretamente proporcional a concentração de C e N solúvel em água e inversamente proporcional a relação C/N e o maior conteúdo de lignina (Aita e Giacomini, 2003).

As variações da matéria orgânica do solo podem ocorrer entre anos ou décadas e como está associada aos diferentes fatores relacionados ao cultivo, manejo, condições climáticas e microrganismos decompositores, deve ser avaliada continuamente e a longo prazo para uma melhor investigação da sua dinâmica no sistema (Peralta e Wander, 2008; Silva et al., 2010; Conant et al., 2011; Silva et al., 2012).

4 Conclusão

Os resultados demonstram que as propriedades do solo são importantes indicativos dos processos erosivos instaurados na área degradada e da contribuição da recuperação para manter/recuperar a qualidade do solo.

O solo sob degradação apresentou características físicas, destacando a agregação e a textura, que evidenciam uma fragilidade cada vez mais acentuada na área, o que implica em uma fragilidade ao ecossistema para manter uma boa estruturação e permitir uma renovação do ecossistema natural.

As propriedades observadas para a área recuperada quanto a densidade, estruturação, porosidade, e resistência a penetração, demonstram ganhos de qualidade em comparação a área degradada. Esse resultado é um indicativo de que as técnicas de manejo adotadas para recuperação são indicadas para obtenção de melhorias na qualidade do solo em regiões semiáridas.

5 Referências

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 4, p. 601-6012, 2003.

AMARO FILHO, J; ASSIS JÚNIOR, R. N.; MOTA J. C. A. **Física do solo: Conceitos e aplicações**. Fortaleza: Imprensa Universitária; 2008. v.1. 287p.

ARAÚJO, E. A. DE; KER, J. C., NEVES, J. C. L.; LANI, J. L. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. **Applied Research & Agrotechnology**, v. 5, n. 1, p. 187-206, 2012.

ARE, K. S., OLUWATOSIN, G. A., ADEYOLANU, O. D.; OKE, A. O. Slash and burn effect on soil quality of an Alfisol: Soil physical properties. **Soil and tillage research**, v. 103, n. 1, p. 4-10, 2009.

ARSHAD, M. A.; COEN, G. M. Characterization of soil quality: physical and chemical criteria. **American Journal of Alternative Agriculture**, p. 25-31, 1992.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 25, n. 3, p. 393-395, 1993.

BAETS, S. DE, POESEN, J., GYSSELS, G.; KNAPEN, A. Effects of grass roots on the erodibility of topsoils during concentrated flow. **Geomorphology**, v. 76, n. 1-2, p. 54-67, 2006.

BENITES, V. D. M.; CAIAFA, A. N.; MENDONÇA, E. D. S.; SCHAEFER, C. E.; KER, J. C. Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. **Revista Floresta Ambiente**, Seropédica, v. 10, n. 1, p. 25-46, 2003.

BOIX-FAYOS, C.; CALVO-CASES, A.; IMESON, A. C.; SORIANO-SOTO, M. D. Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators. **Catena**, v. 44, n. 1, p. 47-67, 2001.

BRANDÃO, E. D.; SILVA, I. de F. da. Formation and stabilization of aggregates by the grass root system in an Oxisol. **Ciência Rural**, v. 42, n. 7, p. 1193-1199, 2012.

BRITO, R. F. D.; NETO, M. F.; DIAS, N. D. S.; HOLANDA, J. S. D.; LIRA, R. B. D.; GOMES, J. W. D. S. Morfologia e fertilidade do solo em áreas de produção do semiárido. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 40, n. 3, p. 525-532, 2017.

BÜNEMANN, A. E. K.; BONGIORNOA, G.; BAIC, Z.; CREAMERB, R. E.; DEYNB, G. DE; GOEDEB, R. DE; FLESKENS, L.; GEISSEND, V.; KUYPERB, T. W.; MÄDERA, P.; PULLEMANB, M.; SUKKELF, W.; GROENIGENB, J. W. V.; BRUSSAARDB, L. Soil quality—A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105-125, 2018.

CAMERA, C.; DJUMA, H.; BRUGGEMAN, A. A.; ZOUMIDES, C.; ELIADES, M.; CHARALAMBOUS, K.; FAKA, M. Quantifying the effectiveness of mountain terraces on soil erosion protection with sediment traps and dry-stone wall laser scans. **Catena**, v. 171, p. 251-264, 2018.

CANTÓN, Y.; SOLÉ-BENET, A.; ASENSIO, C.; CHAMIZO, S.; PUIGDEFÁBREGAS, J. Aggregate stability in range sandy loam soils relationships with runoff and erosion. **Catena**, v. 77, n. 3, p. 192-199, 2009.

CARDOSO, E. J. B. N.; VASCONCELLOS, R. L. F.; BIN, D.; MIYAUCHI, M. Y. H.; SANTOS, C. A. DOS.; ALVES, P. R. L.; PAULA, A. M. DE.; NAKATANI, A. S.; PEREIRA, J. DE M.; NOGUEIRA, M. A. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? **Scientia Agricola**, v. 70, n. 4, p. 274-289, 2013.

CEDRAZ, A. programa de revitalização da bacia hidrográfica do São Francisco. **relatório de auditoria operacional**. Brasília: TCU, 2012.

CONANT R. T.; RYAN, M. G.; ÅGREN, G. I. ; BIRGE, H. E.; ERIC A. D.; ELIASSON, P. E.; EVANS, S. E.; FREY, S. D.; GIARDINA, C. P.; HOPKINS, F. M.; HYVÖNEN, R.; KIRSCHBAUM, M. U. F.; LAVALLEE, J. M.; LEIFELD, J.; PARTON, W. J.; STEINWEG, J. M.; WALLENSTEIN, M. D.; WETTERSTEDT, J. Å. M.; BRADFORD, M. A. Temperature and soil organic matter decomposition rates—synthesis of current knowledge and a way forward. **Global Change Biology**, v. 17, n. 11, p. 3392-3404, 2011.

COSTANTINI, E. A.; BRANQUINHO, C.; NUNES, A.; SCHWILCH, G.; STAVI, I.; VALDECANTOS, A.; ZUCCA, C. Soil indicators to assess the effectiveness of restoration strategies in dryland ecosystems. **Solid Earth**, v. 7, n. 2, p. 397-414, 2016.

CBHS - COMITÊ DA BACIA HIDROGRAFICA DO SALITRE. **Plano de Recursos Hídricos e Proposta de Enquadramento dos Corpos de Água da Bacia Hidrográfica do Rio Salitre**. Intervenções. Salvador, 2017b, 126p.

DINIZ FILHO, E. T.; ERNESTO SOBRINHO, F.; SILVA, F. N.; MARACAJÁ, P. B.; MAIA, S. S. S. Caracterização e uso de solos em região semiárida no médio oeste do Rio Grande do Norte. **Revista Caatinga**, v.22, p.111-120, 2009.

ESTADOS UNIDOS. Department of Agriculture. Soil Survey Division. Soil Conservation Service. Soil Survey Staff. Soil survey manual. Washington, D.C., 1993. 437p. Revised and enlarged edition. (**USDA. Agriculture Handbook**, 18).

FREITAS, D. A. F.; DE, SILVA, M. L. N.; CARDOSO, E. L.; CURI, N. Índices de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso e manejo florestal e cerrado nativo adjacente. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, n. 3, p. 417-428, 2012.

FEITOSA JÚNIOR, R. F.; REIS, D. A.; PORTELLA, R. B.; DE SOUZA SANTOS, J. R.; PERINA, F. J.; BOGIANI, J. C. Sistemas de manejo e parâmetros da matéria orgânica de um solo do cerrado baiano, Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 3, p. 298-312, 2019.

GALVÃO, S. R. D. S.; SALCEDO, I. H.; OLIVEIRA, F. F. D. Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 1, p. 99-105, 2008.

GARRIGUES, E., CORSON, M. S., ANGERS, D. A., VAN DER WERF, H. M., WALTER, C. Soil quality in Life Cycle Assessment: Towards development of an indicator. **Ecological indicators**, v. 18, p. 434-442, 2012.

GIONGO, V. Balanço de carbono no Semiárido brasileiro; perspectivas e desafios. IN: LIMA, R. da C. C.; CAVALCANTE, A. de M. B.; MARIN, A. M. P. **Desertificação e mudanças climáticas no Semiárido brasileiro**. Campina Grande: INSA, cap. 6, p. 115-129, 2011.

GOMES, M. A. F.; FILIZOLA, H. F. Indicadores físicos e químicos de qualidade de solo de interesse agrícola. Jaguariúna: **Embrapa Meio Ambiente**, 2006, 8p.

JOURGHOLAMI, M.; GHASSEMI, T.; LABELLE, E. R. Soil physio-chemical and biological indicators to evaluate the restoration of compacted soil following reforestation. **Ecological Indicators**, v. 101, p. 102-110, 2019.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W.S. Aggregate stability and size distribution. In: Black C. A. (ed.). Methods of soil analysis. **Madison: American Society of Agronomy**. p. 499–510, 1965.

KIEMANN, H. J.; BRAZ, A. J. B. P.; SILVEIRA, P. M. DA. Decomposição da palhada de plantas de cobertura. In: Plantas de cobertura dos solos do cerrado. **Embrapa Arroz e Feijão**, 2010, 218p.

Lal, R. Soil degradation by erosion. **Land degradation & development**, v. 12, n. 6, p. 519-539, 2001.

LEYTEM, A. B.; MIKKELSEN, R. L. The nature of phosphorus in calcareous soils. **Better Crops**, v. 89, n. 2, p. 11-13, 2005.

LI, CHANGJIA; PAN, CHENGZHONG. The relative importance of different grass components in controlling runoff and erosion on a hillslope under simulated rainfall. **Journal of Hydrology**, v. 558, p. 90-103, 2018.

LIRA, R. B.; DA SILVA, D. N.; ALVES, S. M.; DE BRITO, R. F.; DE SOUSA NETO, O. N. Efeitos dos sistemas de cultivo e manejo da caatinga através da análise dos indicadores químicos de qualidade do solo na produção agrícola em Apodi, RN. **Revista Caatinga**, v. 25, n. 3, p. 18-24, 2012.

LIU, S. L.; DONG, Y. H.; LI, D.; LIU, Q.; WANG, J.; ZHANG, X. L. Effects of different terrace protection measures in a sloping land consolidation project targeting soil erosion at the slope scale. **Ecological Engineering**, v. 53, p. 46-53, 2013.

LOPES, H. S. S.; MEDEIROS, M. G. D.; SILVA, J. R.; MEDEIROS JÚNIOR, F. A.; SANTOS, M. N. D.; BATISTA, R. O. Biomassa microbiana e matéria orgânica em solo de Caatinga, cultivado com melão na Chapada do Apodi, Ceará. **Revista Ceres**, v. 59, n. 4, p. 565-570, 2012.

MARQUES, M. J.; GARCÍA-MUÑOZ, S.; MUÑOZ-ORGANERO, G.; BIENES, R. Soil conservation beneath grass cover in hillside vineyards under Mediterranean climatic conditions (Madrid, Spain). **Land Degradation & Development**, v. 21, n. 2, p. 122-131, 2010.

MIQUELONI, D. P.; BUENO, C. R. P. Análise multivariada e variabilidade espacial na estimativa da erodibilidade de um argissolo vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 6, p. 2175-2182, 2011.

MUÑOZ-ROJAS, M.; ERICKSON, T. E.; DIXON, K. W.; MERRITT, D. J. Soil quality indicators to assess functionality of restored soils in degraded semiarid ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 24, p. S43-S52, 2016.

NAHON, D.B. **Introduction to the petrology of soils and chemical weathering**. 8.ed. New York, Wiley, 1991. 312p.

PAN, C.; MA, L. How the spatial distribution of grass contributes to controlling hillslope erosion. **Hydrological Processes**, v. 34, n. 1, p. 68-81, 2020

PEREIRA, J. R.; DE R. Clementino Marcos Batista. Sorção de fósforo em alguns solos do Semi-árido do Nordeste brasileiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 33, n. 7, p. 1179-1184, 1998.

PERALTA, A.L.; WANDER, M.M. Soil organic matter dynamics under soybean exposed to elevated [CO₂]. **Plant Soil**, v.303, p.69-81, 2008.

RAIESI, F.; KABIRI, V. Identification of soil quality indicators for assessing the effect of different tillage practices through a soil quality index in a semi-arid environment. **Ecological Indicators**, v. 71, p. 198-207, 2016.

REBOUÇAS, C. A. M.; PORTELA, J. C.; SOBRINHO, F. E.; CAVALCANTE, J. S. J.; DO NASCIMENTO SILVA, M. L.; GONDIM, J. E. F. Caracterização física, química e morfológica do solo em várzea do município de Florânia, RN. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 10, n. 1, p. 134-142, 2014.

REINERT, D. J. Recuperação de solos em sistemas agropastoris. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. **Recuperação de Áreas Degradadas**. Viçosa: UFV/Departamento de solos/Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p.163-17

REYNOLDS, W. D.; BOWMAN, B. T.; DRURY, C. F.; TAN, C. S.; LU, X. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. **Geoderma**, v. 110, n. 1-2, p. 131-146, 2002.

RIOS, M. L.; CARVALHO, V. L. M.; OLIVEIRA, F. S. Solos carbonáticos e a desertificação no médio curso da bacia do rio salitre, Bahia. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 21, n. 4, 2020.

RICHARDS, L. A. Porous plate apparatus for measuring moisture retention and transmission by soil. **Soil Science**, v. 66, n. 2, p. 105-110, 1948.

SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P. C.; FABRÍCIO, A. C.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 32, n. 1, p. 11-21, 2008.

SANTOS, J. C. B. D.; SOUZA JÚNIOR, V. S. D.; CORRÊA, M. M.; RIBEIRO, M. R.; ALMEIDA, M. D. C. D.; BORGES, L. E. P. Caracterização de Neossolos Regolíticos da região semiárida do estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 36, n. 3, p. 683-696, 2012.

SANTOS, M. Â. C. M. DOS; VELLAME, L. M.; DE ARAÚJO, J. C.; DA SILVA, A. J. P. Hydrological characterization of rainfall and its potential erosivity in the middle course of salitre river basin in the brazilian semi-arid. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 27, 2020.

SANTOS, K. S.; MONTENEGRO, A. A.; ALMEIDA, B. G. D.; MONTENEGRO, S. M.; ANDRADE, T. D. S.; FONTES JÚNIOR, R. V. D. P. Variabilidade espacial de atributos físicos em solos de vale aluvial no semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 8, p. 828-835, 2012.

SANTOS, R. D. DOS; LEMOS, R. C. DE; SANTOS, H. G. DOS; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C. Dos. Manual de descrição e coleta de solos no campo. 5 ed. **Revista e ampliada**. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência de Solo, 2005. 100p.

SANTOS, H. G., DOS; CARVALHO JUNIOR, W. D.; DART, R. D. O.; ÁGLIO, M. L. D.; DE SOUSA, J. S.; PARES, J. G.; DE OLIVEIRA, A. P. O novo mapa de solos do Brasil: legenda atualizada. Embrapa Solos-Documents (INFOTECA-E), Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**, p. 67, 2011.

SILVA, M. B. DA; KLIMANN, H. J.; SILVEIRA, P. M. DA; LANNA A. C. Plantas de cobertura e atividade microbiana do solo. In: SILVEIRA, P. M. DA; STONE, L. F. Plantas de cobertura do solo no cerrado. **Embrapa Arroz e Feijão**. 2010, 218p.

SILVA, A. J. P. D.; RIOS, M. L. Terracing Recovers the Quality of a Riverbank Soil Degraded by Water Erosion in Brazilian Semiarid. **Floresta e Ambiente**, v. 27, n.1, p. 10, 2020.

SILVA, J. R. L. D.; MONTENEGRO, A. A.; DOS SANTOS, T. E. Caracterização física e hidráulica de solos em bacias experimentais do semiárido brasileiro, sob manejo conservacionista. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 1, p. 27-36, 2012.

SCHOENHOLTZ, S. H.; VAN MIEGROET, H.; BURGER, J. A. A. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. **Forest ecology and management**, v. 138, n. 1-3, p. 335-356, 2000.

SILVEIRA, M. M. L. D.; ARAÚJO, M. D. S. B.; SAMPAIO, E. V. D. S. B. Distribuição de fósforo em diferentes ordens de solo do semi-árido da Paraíba e de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 2, p. 281-291, 2006.

SNAKIN, V. V.; KRECHETOV, P. P.; KUZOVNIKOVA, T. A.; ALYABINA, I. O.; GUROV, A. F.; STEPICHEV, A. V. The system of assessment of soil degradation. **Soil technology**, v. 8, n. 4, p. 331-343, 1996.

STEFANOSKI, D. C.; SANTOS, G. G.; MARCHÃO, R. L.; PETTER, F. A.; PACHECO, L. P. Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v. 17, n. 12, p. 1301-1309, 2013.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília - DF: Embrapa, ed. 3, p. 573, 2017.

TESFAHUNEGN, G. B. Soil quality indicators response to land use and soil management systems in northern Ethiopia's catchment. **Land Degradation & Development**, v. 27, n. 2, p. 438-448, 2016.

VAEZI, A. R.; AHMADI, M.; CERDÀ, A. Contribution of raindrop impact to the change of soil physical properties and water erosion under semi-arid rainfalls. **Science of the Total Environment**, v. 583, p. 382-392, 2017.

YAN, F. L.; SHI, Z. H.; LI, Z. X.; CAI, C. F. Estimating interrill soil erosion from aggregate stability of Ultisols in subtropical China. **Soil and Tillage Research**, v. 100, n. 1-2, p. 34-41, 2008.

ZHAO, C.; GAO, J. E.; HUANG, Y.; WANG, G.; XU, Z. The contribution of *Astragalus adsurgens* roots and canopy to water erosion control in the water–wind crisscrossed erosion region of the Loess Plateau, China. **Land Degradation & Development**, v. 28, n. 1, p. 265-273, 2017.

ZHAO, X.; WU, P.; GAO, X.; PERSAUD, N. I. R. M. A. L. A. Soil quality indicators in relation to land use and topography in a small catchment on the Loess Plateau of China. **Land Degradation & Development**, v. 26, n. 1, p. 54-61, 2012.

ZUAZO, V. D.; PLEGUEZUELO, C. R.; PEINADO, F. M.; DE GRAAFF, J.; MARTÍNEZ, J. F.; FLANAGAN, D. C. Environmental impact of introducing plant covers in the taluses of terraces: Implications for mitigating agricultural soil erosion and runoff. **Catena**, v. 84, n. 1-2, p. 79-88, 2011.

CAPITULO II

Avaliação de sensores eletrônicos de baixo custo para monitoramento da umidade do solo em área experimental no semiárido Baiano

Resumo

Os sensores eletrônicos de baixo custo possuem boa aplicabilidade e resultados eficientes desde que possuam calibração específica para o solo estudado. Esse trabalho tem como objetivo determinar e avaliar a curva de calibração para sensores eletrônicos de baixo custo em solos de uma área recuperada e degradada no semiárido brasileiro. Para isso, as sondas foram confeccionadas e programadas, logo após, inseridas em solos previamente acondicionados em cilindros de polietileno. A área recuperada compreende um terraço irrigado cultivado com gramíneas e a área degradada solo exposto com presença de voçoroca. Os conjuntos “cilindro + sonda + solo” foram submetidos a saturação por um período de 24 horas e, posteriormente, a drenagem gravitacional. As amostras foram deixadas sobre bandeja perfurada para secarem a temperatura ambiente. Diariamente foram realizadas pesagens em balança de precisão e o registro do sinal emitido pela sonda via conexão a um programador CH340G/conversor USB para TTL (5V). Quando o conjunto atingiu peso constante as amostras foram levadas para secar em estufa a 105°C para determinar a massa seca, para, posteriormente, determinar a umidade gravimétrica e convertê-la em volumétrica. As umidades volumétricas obtidas foram relacionadas as variações de frequência medidas e os ajustes foram analisados por Regressão, a qual foi submetida a análise de variância (ANOVA) ($p \leq 0,05$), e relacionadas por uma equação polinomial de terceiro grau cuja qualidade do ajuste foi verificada com coeficiente de determinação (R^2). As umidades obtidas foram relacionadas com as umidades estimadas e avaliadas pela raiz do erro-médio quadrático (RMSE) e reta 1:1. Os resultados demonstram que os sensores não apresentam precisão para umidades na saturação, mas resultados representativos e estatisticamente aceitáveis para umidades até a capacidade de campo. As equações do modelo polinomial se ajustaram adequadamente para representar a variação dos dados.

Palavras chave: instrumentação, calibração, capacitância, teor de água

Evaluation of low-cost electronic sensors for monitoring soil moisture in an experimental area in the semi-arid region of Bahia

Abstract

The electronic sensors have good applicability and efficient results, as long as they have specific calibration for the studied soil. This work aims to determine the calibration curves for electronic sensors in predominant soils in the experimental area. For this, the probes were made and programmed, soon after, inserted in soils previously conditioned in polyethylene cylinders. The recovered area comprises an irrigated terrace cultivated with grasses and the degraded area exposed soil with the presence of gullies. The “cylinder + probe + soil” sets were subjected to saturation for a period of 24 hours and, subsequently, gravitational drainage. The samples were left on a perforated tray to dry at room temperature. Weighing on a precision scale was performed daily and the signal emitted by the probe was recorded via connection to a CH340G programmer / USB to TTL converter (5V). When the set reached constant weight, the samples were taken to dry in an oven at 105 ° C to determine the dry mass, to subsequently determine the gravimetric humidity and convert it to volumetric. The volumetric humidity obtained were related to the measured frequency variations and the adjustments were analyzed by Regression, which was subjected to analysis of variance (ANOVA) ($p \leq 0.05$), and related by a third degree polynomial equation whose quality of adjustment was verified with determination coefficient (R^2). The obtained soil moisture were related to the estimated soil moisture and evaluated by the root of the quadratic mean error (RMSE) and straight 1: 1 to determine the accuracy of the coefficients. The results demonstrate that the probes do not present precision for humidity in the saturation, but representative and statistically acceptable results for humidity until field capacity. The equations of the polynomial model adjusted accordingly to represent the variability of the data.

Keywords: instrumentation, calibration, electronic sensors, water content

1 Introdução

A umidade do solo é variável devido a diversos processos ambientais sob diferentes escalas e em níveis agronômicos, geológicos, hidrológicos e ecológicos por exemplo, a citar o crescimento da vegetação em ambientes naturais ou irrigados, escoamento superficial, recarga de águas subterrâneas e o balanço hídrico e balanço de energia (Su et al., 2014; Fersch et al., 2020).

Monitorar a umidade do solo oferece inúmeras possibilidades como, a automação de sistemas de irrigação (Dursun e Ozden, 2011; Ferrarezi et al., 2015; Datta et al., 2018; González-Teruel et al., 2019), estimativas de balanço de água e energia (Primo et al., 2015) e para calibração e validação em modelagem climática e estimativas oriundas de sensoriamento remoto (Mittelbach et al., 2011).

Diferentes técnicas podem ser utilizadas para monitoramento da umidade no solo em laboratório ou em campo. A termogravimétrica (secagem em estufa) é considerada um método direto e padrão (Su et al., 2014; Primo et al., 2015), já técnicas indiretas e modernas, dependentes das características da matriz do solo surgiram ao longo dos anos possibilitando inclusive o monitoramento contínuo das variações de umidade e servindo como ferramenta para pesquisas e manejo agrícola (Primo et al., 2015; Su et al., 2014; Kojima et al., 2016; González-Teruel et al., 2019).

Alguns desses métodos são baseados no potencial de umidade no solo, medido com uso de tensiômetros (Freire et al., 2018), técnicas radioativas como o uso do Sensor de nêutrons de raios cósmicos (Fersch et al., 2020) e, também, aqueles fundamentados nas propriedades dielétrica do solo como a Reflectometria no Domínio do Tempo (TDR), a Reflectometria no Domínio da Frequência (FDR) e a capacitância (Su et al., 2014; González-Teruel et al., 2019).

Sensores eletrônicos são amplamente utilizados comercialmente e em pesquisas, pois quando bem calibrados para as condições do solo monitorado apresentam boa precisão, podendo ser usados para monitoramento contínuo e aplicabilidade em uma diversidade de tipos de solos (Kizito et al., 2008; Mittelbach et al., 2011; Kojima et al., 2016). A associação desses sensores à microcontroladores (p. ex. Arduino) permitem automatizar o monitoramento da umidade (Ferrarezi et al., 2015) e necessitam de calibrações específicas devido as variações de frequências por meio de ondas eletromagnéticas dependerem da resistência, capacitância e da condutividade elétrica do meio que mudam de acordo com o conteúdo de água no solo (Kizito et al., 2008; Cruz et al., 2010; Kojima et al., 2016; González-Teruel et al., 2019).

Pesquisas promovidas com intuito de desenvolver sensores eletrônicos de baixo custo demonstram que estes apresentam bom desempenho e confiabilidade para o monitoramento da umidade no solo (González-Teruel et al., 2019).

Portanto, o objetivo desse trabalho é determinar e avaliar a curva de calibração para sensores eletrônicos de baixo custo em solos de uma área recuperada e degradada no semiárido brasileiro.

2 Material e métodos

2.1 Confeção dos sensores

Os sensores eletrônicos foram manufaturados no laboratório de Instrumentação e Tecnologia Embarcada do Núcleo de Engenharia de Água no Solo (NEAS) da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB).

Para isso, foram utilizadas placas de fenolite nas quais o circuito foi impresso (Figura 1) e posteriormente os componentes eletrônicos foram soldados. O procedimento metodológico foi realizado conforme Vellame et al. (2019). Os componentes consistem em hastes de aço inoxidável de 10 cm, circuito integrado (CI 555), resistores, capacitores eletrolíticos e cabo manga quatro vias soldado ao microcontrolador Arduino Pro mini ATmega328P 5v 16Mhz (Figura 2A).

A soldagem dos componentes foi realizada seguindo o layout do circuito. Posteriormente os componentes foram resinados para proteção de intempéries, com exceção das hastes de aço inoxidável que funcionam como eletrodos (Figura 2B). A programação foi desenvolvida na plataforma IDE (Integrated Development Environment) e está disponível em: <https://www.ufrb.edu.br/pgea/produtos-e-servicos>.

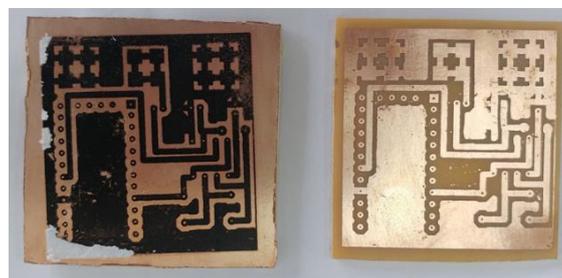


Figura 1. Detalhamento da confecção das placas: Circuito impresso e após limpeza.

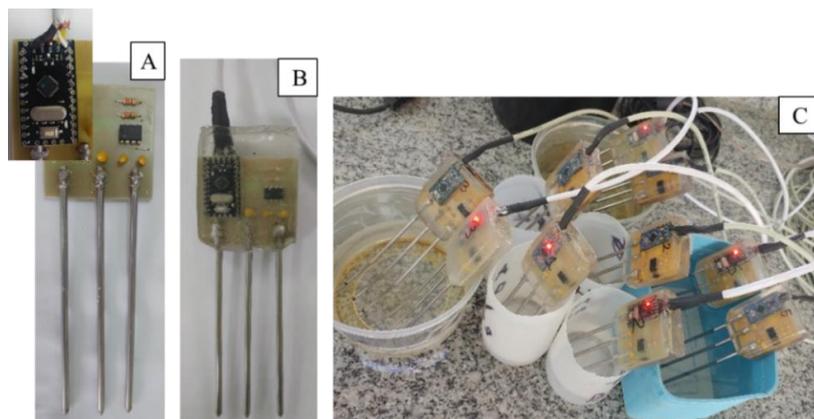


Figura 2. Sensores eletrônicos. (A) Após confecção com detalhamento da conexão do cabo no Arduino (B) Sensor revestido com resina do tipo cristal (C) Sensores em teste.

Os sensores foram programados para responder a uma variação de frequência relativa de 0,0 a 1,0 Hz/Hz, para isso, foram expostos ao ar e a água respectivamente (Figura 4C). No solo as variações de frequências próximas de 0 (zero) indicam solo mais seco e próximas de 1 (um) solo mais úmido.

Para transferir a programação para as sondas e posterior aquisição de dados para as calibrações, a comunicação entre sensores e o computador foi realizada por meio de um programador CH340G/conversor USB para TTL (5V). Nesse tipo de conexão, os sensores são excitados pela tensão da porta USB do computador, dispensando fonte externa.

2.2 Calibração dos sensores

2.2.1 Área de coleta das amostras de solo

As amostras de solo foram provenientes de duas áreas definidas como recuperada e degradada, ambas situadas em local experimental pertencente a uma propriedade privada e localizada na bacia hidrográfica do rio Salitre, no semiárido brasileiro sob coordenadas 10°15'59.2"S e 40°45'17.7"W.

A área definida como recuperada é uma área experimental delimitada em maio de 2015 que apresentava duas erosões em voçoroca, cuja recuperação consistiu no preenchimento das voçorocas com o solo da própria área e concomitantemente a construção de um terraço formado por três patamares de área 10x40 m cada. Realizou-se implantação de gramíneas e de leguminosas em setembro do mesmo ano, as quais foram cultivadas com subsídio de um sistema de irrigação por

microaspersão que representa uma área molhada nos terraços de 140 m². As irrigações foram realizadas de 3 em 3 dias, e o cultivo que se estabeleceu foi a gramínea *Cynodon* spp. A área definida como degradada corresponde aquela vizinha a recuperada cuja apresenta solo exposto, com declividade de 17% e voçorocas no sentido do leito do rio oriundas da erosão hídrica (Figura 3).

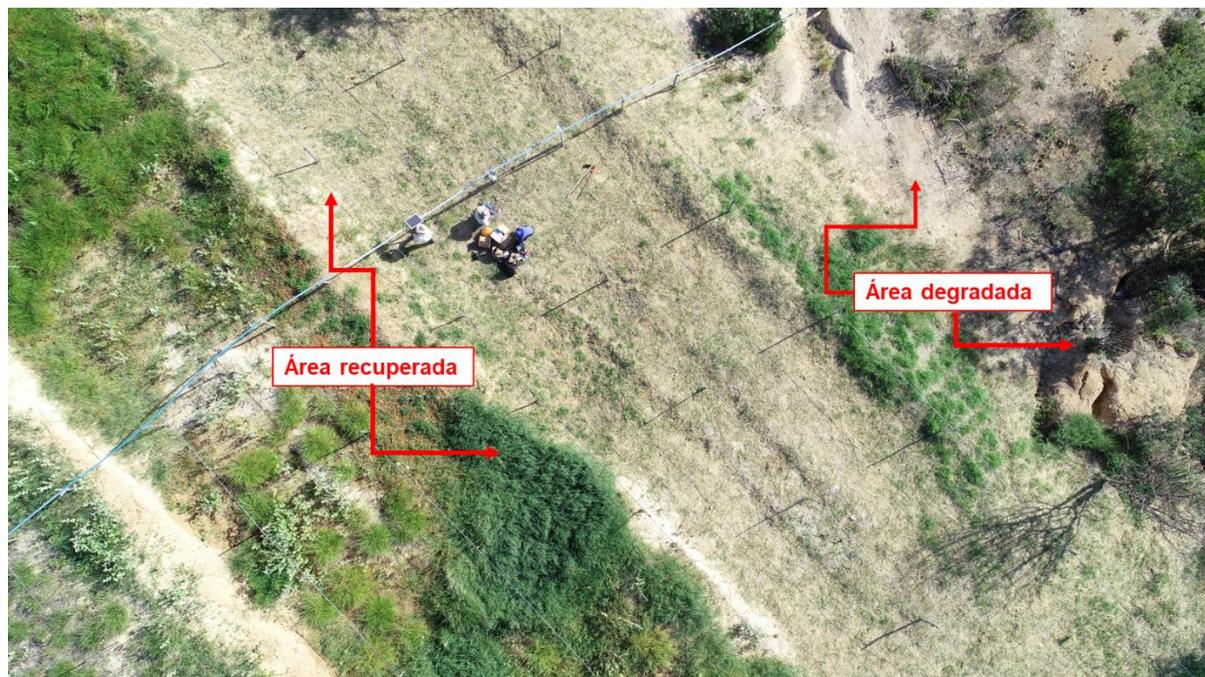


Figura 3. Vista aérea da localização das áreas recuperada e degradada onde foram realizadas as coletas de solo.

Foram coletadas amostras indeformadas de solo nas profundidades de 0-25 cm e 25-50 cm para cada área, no dia 16 de janeiro de 2019, as quais foram previamente acondicionadas, identificadas e destinadas ao laboratório de Drenagem Agrícola e Salinidade do NEAS.

Os solos das áreas de estudo se encontram em duas classes texturais e apresentam características físico-hídricas distintas (Tabela 1) avaliadas no Laboratório de Física do Solo da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia conforme Manual de Métodos de Análises de Solo da Embrapa (Teixeira et al., 2017). Os sensores, portanto, foram calibrados para cada tipo de solo em cada profundidade de amostragem.

Tabela 1. Classe textural e características físico-hídricas dos solos utilizados para calibração dos sensores.

Áreas	Prof.	Classe textural	θ_{cc}	PT	Macro	Micro	Densidade do solo
-----	-cm-	-----	-----	-----	cm ³	cm ⁻³	-----
REC	0-25	Franco-argilosa	0,35	0,40	0,04	0,36	1,52
	25-50	Franco-argilosa	0,36	0,47	0,10	0,36	1,32
DEG	0-25	Franco-argilo-arenosa	0,31	0,37	0,06	0,31	1,53
	25-50	Franco-argilosa	0,33	0,35	0,01	0,34	1,61

REC = Recuperada, DEG = Degradada, Prof. = profundidades, θ_{cc} = umidade na capacidade de campo; PT = porosidade total, MACRO = macroporosidade, MICRO = microporosidade.

2.2.2 Procedimento para calibração e avaliação

Em laboratório, cilindros de PVC (Cloro de polivinila) com 75 mm de diâmetro e 14 cm de altura foram revestidos em uma das suas extremidades, com tecido TNT (“tecido não tecido”) para possibilitar a saturação por capilaridade e posteriormente a drenagem gravitacional do volume percolado. As amostras de solo foram peneiradas (Figura 4A) e compactadas nos cilindros (Figura 4B) até 13 cm de altura, respeitando-se suas densidades (Tabela 1). Em seguida, a sonda foi inserida verticalmente no solo (Figura 4C). As massas dos conjuntos “cilindro + solo + sonda” foram mensuradas por balança de precisão (0,001 g) afim de determinar a tara de cada amostra.

Após o preparo os conjuntos “cilindro + sonda + solo” foram levados para saturar por um período de 24 horas e posteriormente pesados e deixados sobre bandeja perfurada para drenagem (Figuras 4D, 4E, 4F). O processo de secagem foi realizado a temperatura ambiente. Como, inicialmente, a tendência do solo é drenar água mais rapidamente, as massas e as frequências foram mensuradas duas vezes ao dia (09:00 h e 17:00 h). Decorridos 7 dias, as medidas foram realizadas diariamente até que o conjunto obtivesse massa constante (Figura 4E). O peso seco final do solo foi obtido colocando-se as amostras sem a sonda durante 24 horas em estufa de circulação de ar a 105°C, no intuito de determinar a umidade gravimétrica.

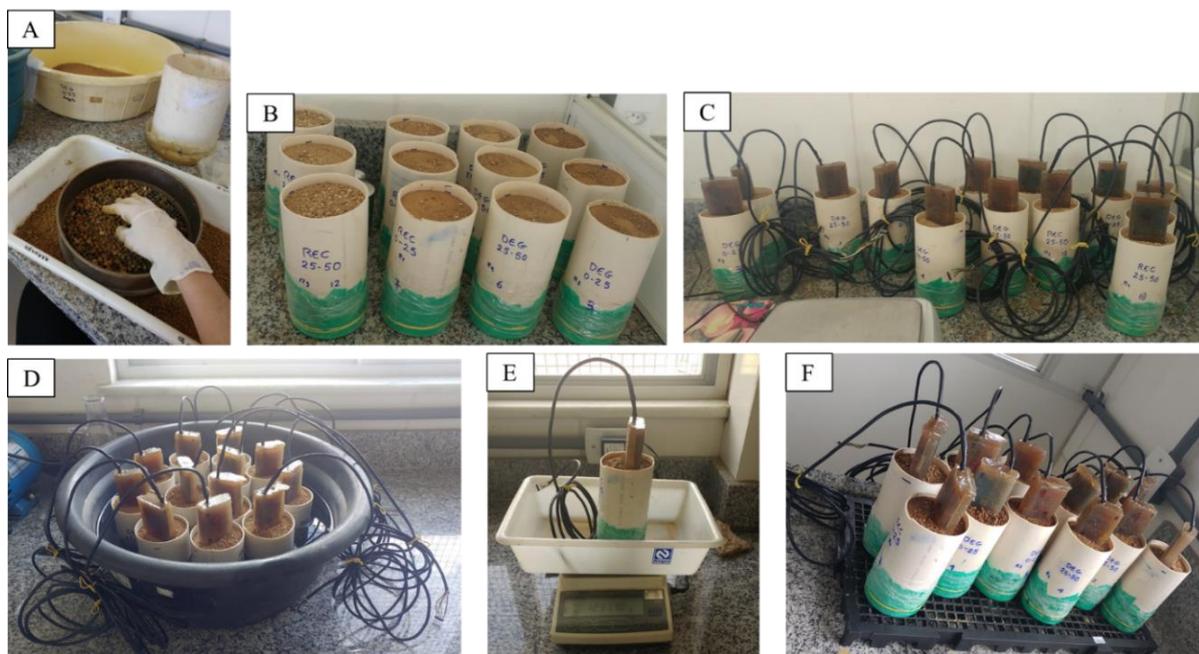


Figura 4. (A) Peneiramento das amostras de solo. (B) Tubos revestidos com TNT e preenchidos com o solo. (C) Amostras com a sonda. (D) Processo de saturação. (E) peso do conjunto “tubo + solo + sonda”. (F) solo sobre bandeja perfurada para drenagem.

A umidade foi estabelecida, portanto, pela umidade gravimétrica (U , $g\ g^{-1}$) (Equação 1):

$$U = \frac{(M_s - M_{ss})}{M_{ss}} \quad (1)$$

Onde: U : Umidade do solo ($g\ g^{-1}$); M_s : massa de solo umido (g) e M_{ss} : massa do solo seco (g).

Posteriormente, esses valores foram convertidos em umidade volumétrica (θ , $cm^3\ cm^{-3}$) (Equação 2):

$$\theta = U \frac{\rho}{\rho_a} \quad (2)$$

Onde: θ : umidade volumétrica ($cm^3\ cm^{-3}$); U : Umidade do solo ($g\ g^{-1}$); ρ : densidade do solo ($g\ cm^{-3}$) e ρ_a : densidade da água ($g\ cm^{-3}$).

As frequências relativas ($Hz\ Hz^{-1}$) e umidades volumétricas ($cm^3\ cm^{-3}$) foram relacionadas por regressão, cuja qualidade dos parâmetros de ajuste foram verificadas por meio do coeficiente de determinação (R^2) semelhantemente a Kinsli

(2012) e Kojima et al., (2016). O software gráfico SigmaPlot 10.0® (Systat Software Inc.) foi utilizado para elaboração dos gráficos e a análise de variância (ANOVA) da regressão ($p \leq 0,05$) foi obtida com uso do programa estatístico R 3.6.3 (R Core Team, 2020). As umidades obtidas foram relacionadas com as umidades estimadas e avaliadas pela raiz do erro-médio quadrático (RMSE) e reta 1:1 para determinar a acurácia das calibrações (Silva et al., 2012).

3 Resultados e discussão

A umidade volumétrica e a frequência medida variaram ao longo do tempo de secamento do solo (Figura 5). A umidade decresceu durante todo o período de secagem, o qual corresponde a 28 dias, entretanto a frequência decresceu somente a partir do 11º dia (Figura 5B).

Todos os sensores apresentaram a mesma variabilidade e não apresentaram precisão nas leituras em condição de saturação, corroborando os resultados de González-Teruel et al. (2019). Na saturação as frequências não se alteram ao longo do período (Figura 5B) acompanhando as variações da umidade volumétrica (Figura 5A) e algumas frequências oscilaram fora da faixa de programação (Figura 5B). As leituras de frequência somente variaram a partir do período no qual os solos atingiram uma umidade média na capacidade de campo de $0,35 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ a qual está associada a um potencial de água no solo de -10 kPa (Figura 5B). Essa umidade foi determinada em análise laboratorial e é detalhada na Tabela 1.

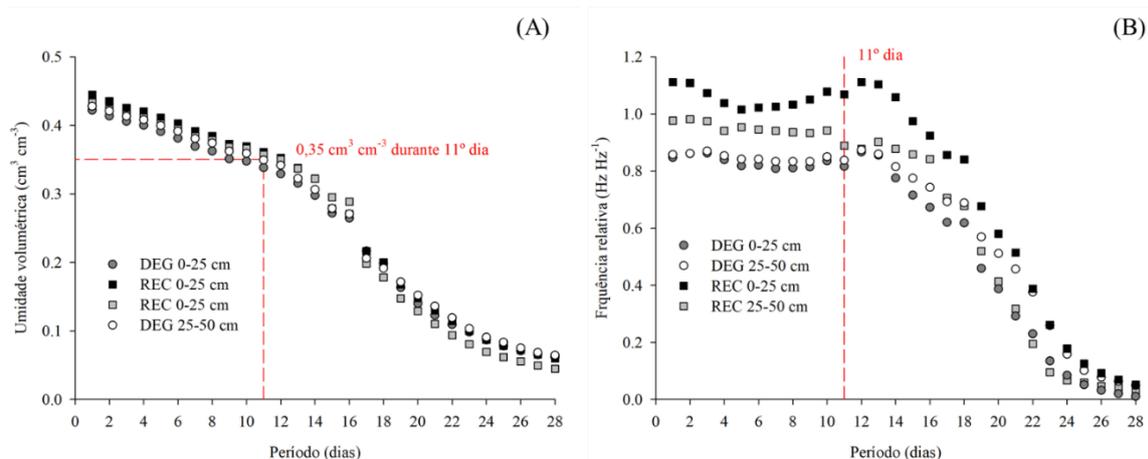


Figura 5. Umidade volumétrica ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) (A), Frequência relativa (Hz Hz^{-1}) (B), em relação ao período experimental.

Diante da constatação anterior para determinar a melhor representação da relação entre umidades e frequências foram adotadas duas premissas. Primeiramente foram considerados o conjunto total de valores obtidos durante o período experimental, os quais correspondem a uma faixa de umidade entre 0,06 e 0,46 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ (relação 1) e, posteriormente, apenas os conjuntos de valores cujas umidades máximas eram iguais a umidade na capacidade de campo, portanto, em uma faixa entre 0,06 e 0,35 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$, e que estavam dentro da frequência de programação dos sensores de 0,0 a 1,0 Hz Hz^{-1} (relação 2). De cada relação foram obtidas equações que foram utilizadas para determinação de valores de umidades.

As umidades reais (via análise gravimétrica) e aquelas estimadas pela “relação 1” apresentam uma maior dispersão de dados perante a reta 1:1 (Figura 6A) e maior erro associado (Tabela 2) com superestimativa da umidade para área recuperada e subestimativa para área degradada (Figura 6A). Umidades estimadas via “relação 2” se ajustaram melhor com as umidades reais (Figura 6B) e os erros associados são reduzidos (Tabela 2).

Tabela 2. Estatística indicativa da acurácia dos dados. “Relação 1” ($\text{RMSE}_{[A]}$). “Relação 2” ($\text{RMSE}_{[B]}$).

Indicador (%)	profundidade por área (cm)			
	REC 0-25	REC 25-50	DEG 0-25	DEG 25-50
RMSE [A]	3,58	6,57	6,63	3,66
RMSE [B]	0,89	3,85	1,35	1,75

RMSE = Raiz do erro médio quadrático; REC = recuperada; DEG = degradada

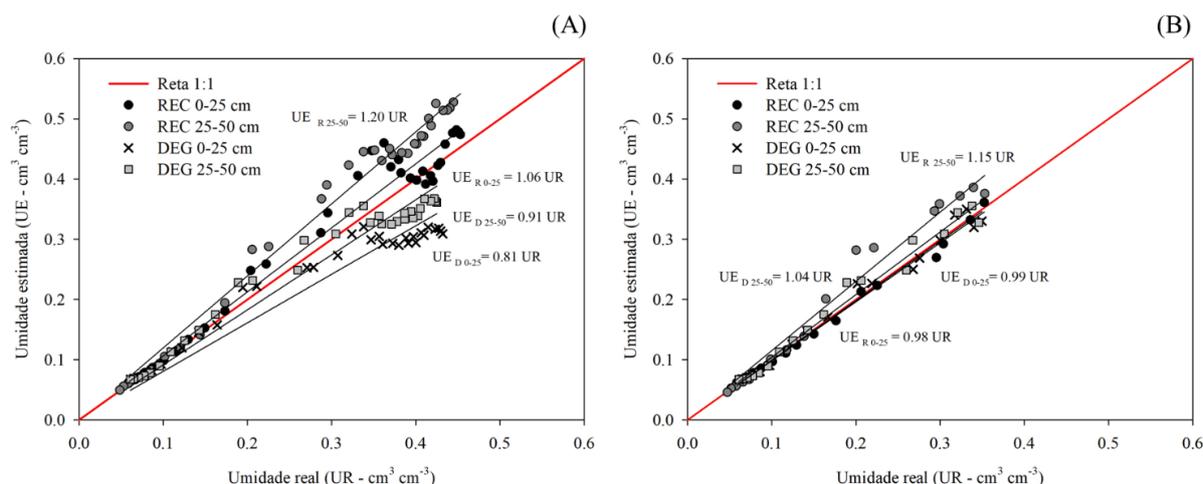


Figura 6. Relação entre umidades reais e estimadas. (A) faixa de umidades entre 0,06 e 0,46 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$. (B) faixa de umidades entre 0,06 e 0,35 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$.

Deste modo, a calibração foi realizada conforme a “relação 2” considerando a capacidade de campo obtida para os solos em estudo (média de $0,35 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) e as variações de frequência relativa dentro da faixa de programação ($0,0$ e $1,0 \text{ Hz Hz}^{-1}$) (Figura 7). A análise de regressão foi altamente significativa ($P < 0,0001$) (Tabela 3) e as equações no modelo polinomial cúbico representam a variabilidade dos dados com $R^2 \geq 0,96$ (Figura 7), portanto, um ajuste estatisticamente aceitável para representar a relação entre as frequências relativas e umidades do solo.

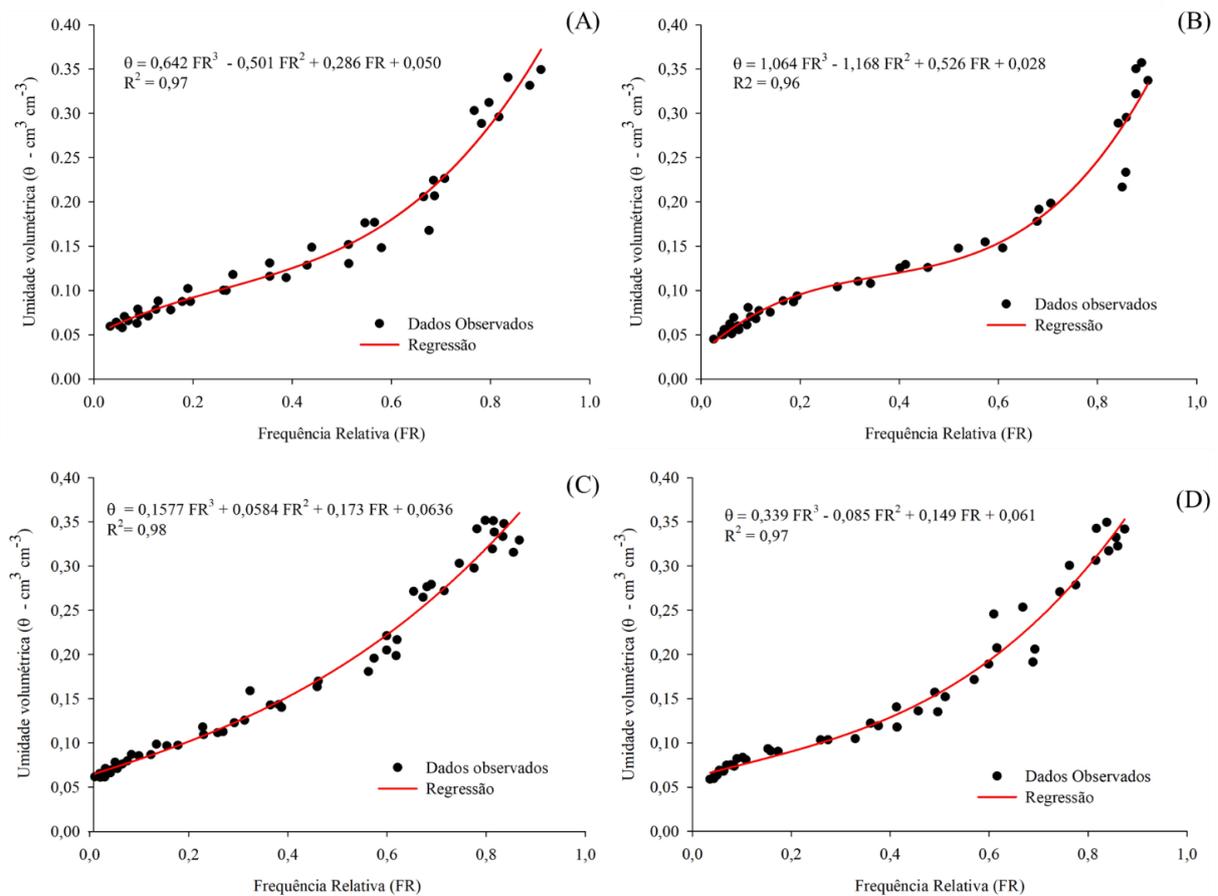


Figura 7. Curvas de calibração para os sensores nas áreas de estudo. (A) Recuperada de 0-25 cm, (B) Recuperada de 25-50 cm, (C) Degradada de 0-25 cm, (B) Degradada de 25-50 cm.

Tabela 3. Análise de Variância da regressão.

Área	Prof. (cm)	ANOVA					
		FV	GL	SQ	QM	F	P
REC	0-25	Regressão	3	0,314245	0,104748	441,09	<0,0001**
		Resíduo	37	0,008787	0,000237		
REC	25-50	Regressão	3	0,33102	0,110339	310,17	<0,0001**
		Resíduo	35	0,01245	0,00056		
DEG	0-25	Regressão	3	0,41542	0,138474	772,45	<0,0001**
		Resíduo	44	0,00789	0,000179		
DEG	25-50	Regressão	3	0,40584	0,135282	525,39	<0,0001**
		Resíduo	41	0,01056	0,000257		

FV: fonte de variação; GL: graus de liberdade; SQ: soma de quadrados; QM: quadrado médio; F: coeficiente calculado pela distribuição F; P: nível de significância para teste F ($p < 0,05$); Asterisco (**): significância estatística 0,001%

A precisão das estimativas obtidas em laboratório e a importância da calibração específica para cada solo corroboram com os resultados previamente publicados na literatura (Groves e Rose, 2004; Cruz et al., 2010; Kinsli, 2012; Kojima et al., 2016; González-Teruel et al., 2019). O bom ajuste obtido indica que os sensores de baixo custo são uma boa alternativa para o monitoramento de umidade em pesquisas e manejo agrícola.

O ajuste representado pelo R^2 obtido nesta pesquisa para representar a relação entre umidades e frequências (Figura 7) e a significância estatística da regressão (Tabela 3) são condizentes com os resultados apresentados nas pesquisas de Cruz et al. (2010), Groves e Rose (2004), Kinsli (2012), Kojima et al (2016) e Tommaselli e Bacchi (2001). Os bons resultados alcançados com a calibração em laboratório indicam que a equação é passível de uso para representar as variações de umidade nas áreas de estudo e se ratificam com as explicações de Bosch (2004), Kinsli et al (2012), Fares et al., (2011).

Ao avaliarem um sensor eletrônico experimental em colunas de solo de textura arenosa sob condições de laboratório, Cruz et al. (2010) obtiveram ajuste entre umidades e frequências por análise de regressão com significância de 99,9%. Apesar dos autores terem optado por dividir a curva de calibração em trechos lineares, eles enfatizam que o modelo polinomial cúbico apresentou o melhor ajuste dos dados, com coeficiente de determinação (R^2) de até 0,97 e também observaram uma maior sensibilidade do sensor aos menores valores de umidade.

Ao calibraram um sensor Diviner 2000, para seis classes texturais de solos (arenoso, argilo-arenoso, argilo-siltoso, argilo-arenoso-orgânico e mineral orgânico)

com densidades conhecidas, em condições de laboratório Groves e Rose (2004) e obtiveram uma regressão significativa ($P < 0,001$). Na calibração as variações das frequências representaram as variações do conteúdo volumétrico de água no solo com ajuste de $R^2 = 0,97$ (Groves e Rose, 2004).

Na obtenção das relações com modelos lineares e polinomiais na calibração de sondas modelo EC-20 em laboratório e em campo, para seis tipos de solo (arenosa, franco-arenosa, franco-siltosa, franca, franco-argilosa e argilosa) no Vale do Rio Grande do Sul, Kinsli (2012) indicaram que existe diferença estatística significativa entre os modelos (teste F de 0,017; $\alpha = 0,05$), sendo as equações polinomiais mais apropriadas para o ajuste dos dados (R^2 de 0,98) por representarem adequadamente a variabilidade dos teores de umidade volumétrica no solo.

Calibrando sensores eletrônicos de baixo custo em um monolito de solo originado da combinação de diferentes solos (solo de cinzas vulcânica e arenoso enriquecido com matéria orgânica) Kojima et al (2016), observaram uma correlação positiva entre os conteúdos de água e a capacitância medida com os sensores. O aumento do conteúdo volumétrico de água no solo entre 0,03 para 0,35 $m^3 m^{-3}$ correspondeu a uma variação de capacitância entre 100 e 1000 pF. Os autores obtiveram um ajuste para profundidade de 30 cm por uma equação polinomial cúbica com $R^2 = 0,926$ cuja precisão do sensor nas estimativas foi de 0,02 $m^3 m^{-3}$ com intervalo de confiança de 95%.

Ao calibrar equipamento de TDR para determinação da umidade de solo Tommaselli e Bacchi (2001) observaram que curvas de calibração pré-estabelecidas não foram adequadas para representar as variações de umidade nos solos estudados. Segundo os autores as curvas obtidas para cada solo individualmente são mais precisas ($R^2 = 0,97$) e aplicáveis para um intervalo de água no solo entre 0,10 a 0,40 $cm^3 cm^{-3}$.

Segundo Bosch (2004) em seu experimento para calibrar sondas capacitivas para solos de planície costeira, as calibrações realizadas em laboratório reduzem o erro nas estimativas da umidade volumétrica do solo em $\pm 0,05 cm^3 cm^{-3}$ em comparação a calibrações realizadas em campo, indicando que as equações desenvolvidas pela calibração laboratorial são ferramentais úteis para as determinações do teor de água no solo.

Semelhantemente, Kinsli et al (2012) obtiveram ajustes mais precisos nas calibrações em laboratório em detrimento as calibrações em campo. Para os autores

esse tipo de calibração diminui erros associados a densidade radicular, índice de vazios no solo e instalação dos sensores, visto que, em campo é ocorre um processo destrutivo da matriz do solo para instalação.

Corroborando os resultados de Fares et al., (2011) cujos enfatizam que em laboratório ocorre um melhor controle de variáveis externas e redução dos efeitos das propriedades variáveis dos solos (densidade, porosidade, tamanho de partículas, condutividade elétrica) no processo de calibração melhorando a precisão dos sensores e resultando em equações mais representativas para as variações de umidade. Os autores chegaram a essa conclusão ao estabelecerem equações de calibração em laboratório com sondas de capacitância para solos de uma bacia hidrográfica localizada no Vale Superior Mākaha (EUA) em clima tropical.

Os resultados alcançados são subsídios para estimular mais estudos com calibrações específicas e ratificam que com modelo experimental relativamente simples é possível alcançar resultados profícuos e representativos do solo monitorado. As calibrações se mostram essenciais e devem ser estimuladas no desenvolvimento de estudos que realizem monitoramento de água no solo com uso de sensores.

4 Conclusão

As equações obtidas no modelo polinomial cúbico são válidas para representarem a variação de umidade para um potencial de água no solo de -10 kPa, ou seja, até a capacidade de campo, apresentando resultados satisfatórios para umidades estimadas. A variabilidade nas medições é maior para umidades na faixa de saturação não sendo indicadas para processo de calibração.

Este trabalho endossa a necessidade e a importância da calibração dos sensores eletrônicos para solos que serão monitorados tanto em função da profundidade como do manejo adotado na área.

Considerar as características do solo em estudo (capacidade de campo) e a faixa de programação dos sensores que serão utilizados para monitoramento reduzem os erros de calibração e conseguinte a estimativa das umidades tanto para manejo agrícola como em áreas experimentais.

6 Referências

BOSCH, D. D. Comparison of capacitance-based soil water probes in coastal plain soils. **Vadose Zone Journal**, v. 3, n. 4, p. 1380-1389, 2004.

CRUZ, T. M.; TEIXEIRA, A. D. S.; CANAFÍSTULA, F. J.; SANTOS, C. C. D.; DE OLIVEIRA, A. D.; DAHER, S. Avaliação de sensor capacitivo para o monitoramento do teor de água do solo. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 1, p. 33-45, 2010.

DATTA, S., TAGHVAEIAN, S., OCHSNER, T. E., MORIASI, D., GOWDA, P., & STEINER, J. L. Performance assessment of five different soil moisture sensors under irrigated field conditions in Oklahoma. **Sensors**, v. 18, n. 11, p. 3786, 2018.

DURSUN, M.; OZDEN S. A wireless application of drip irrigation automation supported by soil moisture sensors. **Scientific Research and Essay**, v. 6, n. 7, p. 1573-1582. 2011. DOI: 10.5897/SRE10.949

FARES, A.; ABBAS, F.; MARIA, D.; MAIR, A. Improved calibration functions of three capacitance probes for the measurement of soil moisture in tropical soils. **Sensors**, v. 11, n. 5, p. 4858-4874, 2011.

FERRAREZI, R. S.; DOVE, S. K.; VAN IERSEL; M. W. An automated system for monitoring soil moisture and controlling irrigation using low-cost open-source microcontrollers. **HortTechnology**, v. 25, n. 1, p. 110-118, 2015.

FERSCH, B.; FRANCKE, T., HEISTERMANN M.; SCHRÖN, M.; DÖPPER, V.; JAKOBI, J.; BARONI, G.; BLUME, T.; BOGENA, H.; BUDACH, C.; GRÄNZIG, T.; FÖRSTER, M.; GÜNTNER, A.; FRANSSSEN, H. J. H.; KASNER, M.; KÖHLI, M.; KLEINSCHMIT, B.; KUNSTMANN, H.; PATIL, A.; RASCHE, D.; SCHEIFFELE, L.; SCHMIDT, U.; SZULC-SEYFRIED, S.; WEIMAR, J.; ZACHARIAS, S.; ZREDA, M.; HEBER, B.; KIESE, R.; MARES, V.; MOLLENHAUER, V.; VÖLKSCH, I.; OSWALD, S. A dense network of cosmic-ray neutron sensors for soil moisture observation in a highly instrumented pre-Alpine headwater catchment in Germany. **Earth System Science Data**, v. 12, n. 3, p. 2289-2309, 2020.

FREIRE, A. G.; DE ALENCAR, T. L.; CHAVES, A. F.; DO NASCIMENTO, Í. V.; DE ASSIS JÚNIOR, R. N.; VAN LIER, Q. D. J.; MOTA, J. C. A. Comparison of devices for measuring soil matric potential and effects on soil hydraulic functions and related parameters. **Agricultural Water Management**, v. 209, p. 134-141, 2018.

GONZÁLEZ-TERUEL, J. D.; TORRES-SÁNCHEZ, R.; BLAYA-ROS, P. J.; TOLEDO-MOREO, A. B.; JIMÉNEZ-BUENDÍA, M.; SOTO-VALLES, F. Design and calibration of a low-cost SDI-12 soil moisture sensor. **Sensors**, v. 19, n. 3, p. 491, 2019.

GROVES, S. J.; ROSE, S. C. Calibration equations for Diviner 2000 capacitance measurements of volumetric soil water content of six soils. **Soil Use and Management**, v. 20, n. 1, p. 96-97, 2004.

KINZLI, K. D.; MANANA, N.; OAD, R. Comparison of laboratory and field calibration of a soil-moisture capacitance probe for various soils. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 138, n. 4, p. 310-321, 2012.

KIZITO, F.; CAMPBELL, C. S.; CAMPBELL, G. S.; COBOS, D. R.; TEARE, B. L.; CARTER, B.; HOPMANS, J. W. Frequency, electrical conductivity and temperature

analysis of a low-cost capacitance soil moisture sensor. **Journal of Hydrology**, v. 352, n. 3-4, p. 367-378, 2008.

KOJIMA, Y.; SHIGETA, R.; MIYAMOTO, N.; SHIRAHAMA, Y.; NISHIOKA, K.; MIZOGUCHI, M.; KAWAHARA, Y. Low-cost soil moisture profile probe using thin-film capacitors and a capacitive touch sensor. **Sensors**, v. 16, n. 8, p. 1292, 2016.

MITTELBACH, H.; CASINI, F.; LEHNER, I.; TEULING, A. J.; SENEVIRATNE, S. I. Soil moisture monitoring for climate research: Evaluation of a low-cost sensor in the framework of the Swiss Soil Moisture Experiment (SwissSMEX) campaign. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 116, n. D5, 2011.

PRIMO, J. T. D. A.; SILVA, T. G. F. D.; SILVA, S. M. S.; MOURA, M. S. B. D.; SOUZA, L. S. B. D. Calibração de sondas capacitivas, funções físico-hídricas e variação do armazenamento de água em um argissolo cultivado com palma forrageira. **Revista Ceres**, v. 62, n. 1, p. 20-29, 2015.

SILVA, A. J. P. D.; RIOS, M. L. Terracing Recovers the Quality of a Riverbank Soil Degraded by Water Erosion in Brazilian Semiarid. **Floresta e Ambiente**, v. 27, n.1, p. 10, 2020.

Silva, B. M.; Oliveira, G. C. D.; Serafim, M. E.; Silva Júnior, J. J. D.; Colombo, A.; Lima, J. M. D. Acurácia e calibração de sonda de capacitância em Latossolo Vermelho cultivado com cafeeiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 2, p. 277-286, 2012.

SU, S. L.; SINGH, D. N.; BAGHINI, M. S. A critical review of soil moisture measurement. **Measurement**, v. 54, p. 92-105, 2014.

TOMMASELLI, José Tadeu Garcia; BACCHI, Osny Oliveira Santos. Calibração de um equipamento de TDR para medida de umidade de solos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 9, p. 1145-1154, 2001.

VELLAME, L. M.; SILVA, N. D. DA; NASCIMENTO, F. A. L. DO. **Instrumentação agrícola: Construção de Sonda eletrônica de umidade do solo**. Bahia: Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, ed. 1, 2019.

CAPITULO III

As relações entre manejo irrigado e serviços ecossistêmicos em uma área experimental no semiárido brasileiro: modelagem das propriedades do solo e balanço hídrico

Resumo

É necessário o desenvolvimento de estratégias que auxiliem no planejamento da gestão e uso dos recursos hídricos, principalmente em regiões semiáridas. O objetivo desta pesquisa foi avaliar, por meio da modelagem agro-hidrológica melhorias na retenção e balanço de água no solo em uma área submetida a processo de recuperação em comparação a outra sob degradação. O estudo foi realizado na Bacia hidrográfica do Rio Salitre, localizada no semiárido brasileiro. Foram monitoradas as variáveis climáticas para o local de estudo. A umidade no solo foi monitorada ao longo de um perfil de 50 cm de profundidade em duas áreas de estudo, sendo uma recuperada (terraço, cultura e irrigação) e outra degradada (área nativa e voçorocas). A irrigação foi enfatizada como técnica possibilitadora da geração dos serviços ecossistêmicos. Para ambas as áreas, os parâmetros hidráulicos do solo foram estimados através da modelagem inversa com o modelo Hydrus 1D e o balanço hídrico com uso do modelo Swap. Os resultados foram confrontados quanto a possibilidade da obtenção de serviços ecossistêmicos, com ênfase na irrigação. A modelagem inversa com Hydrus 1D apresentou resultados estatisticamente satisfatórios o que significa que a variabilidade dos parâmetros hidráulicos para as áreas de estudo foi bem representada. Com aplicação do SWAP foi possível analisar as diferenças no balanço hídrico entre as áreas de estudo, que possibilitou demonstrar a relevância do manejo e da irrigação na melhoria das condições ambientais na área recuperada. Os resultados demonstraram que as intervenções na área recuperada propiciaram aumento na retenção e armazenamento de água no solo, com consequente redução dos processos de escoamento superficial e evaporação, podendo ser usados como indicativos para a geração de serviços ecossistêmicos, planejamento de uso da área, regulação e formulação de políticas públicas.

Palavras – chave: Hydrus 1D, SWAP, água no solo, agricultura irrigada, serviços ambientais

The relationships between irrigated management and ecosystem services in an experimental area in the Brazilian semiarid: modeling of soil properties and water balance

Abstract

It is necessary to develop strategies that assist in planning the management and use of water resources, especially in semiarid regions. The objective of this research was to evaluate, through agro-hydrological modeling, improvements in soil water retention and balance in an area submitted to the recovery process to the detriment of another under degradation. The study was carried out in the Salitre River Basin, located in the Brazilian semiarid region. Climatic variables were monitored for the study site. Soil moisture was monitored along a 50 cm profile in two study areas, one recovered (terrace, crop and irrigation) and the other degraded (native area and gullies). Irrigation was emphasized as an enabling technique for the generation of ecosystem services. For both areas, the hydraulic parameters of the soil were estimated through the inverse modeling with the Hydrus 1D model and the water balance using the Swap model. The results were compared regarding the possibility of obtaining ecosystem services, with an emphasis on irrigation. The inverse modeling with Hydrus 1D showed statistically satisfactory results, which means that the variability of hydraulic parameters for the study areas was well represented. With the application of the SWAP, it was possible to analyze the differences in the water balance between the study areas, which made it possible to demonstrate the relevance of management and irrigation in improving environmental conditions in the recovered area. The results showed that interventions in the recovered area provided an increase in water retention and storage in the soil, with a consequent reduction in runoff and evaporation processes, which can be used as indicative for the generation of ecosystem services, planning of use of the area, regulation and formulation of public policies.

Key words: Hydrus 1D, SWAP, soil water, irrigated agriculture, environmental services

1 Introdução

As regiões semiáridas são acometidas pelo déficit hídrico que, associado a esparsa cobertura vegetal, propiciam riscos de ocorrência de processos erosivos (Calatrava et al., 2011). A modificação da cobertura vegetal também possui capacidade de influenciar na dinâmica do ecossistema podendo impactar de forma positiva ou negativa no balanço hídrico e na proteção do solo (Fryirs et al., 2007; Santos et al., 2017).

O uso do solo para atividades agrícolas de sequeiro no semiárido brasileiro e em outras regiões do mundo, apresentam problemas relacionados a fragilidade do ecossistema, recursos hídricos limitados, baixa capacidade de retenção de água nos solos, escassez e má distribuição das chuvas; fatores estes que implicam em baixos rendimentos, erosão e abandono de terras cultiváveis. A irrigação é considerada uma técnica fundamental para minimizar esses problemas e alavancar a produção agrícola (Mermoud et al., 2005; Jian et al., 2015; Vivithkeyoonvong e Jourdain, 2016; ANA, 2017).

Do ponto de vista social a irrigação surge como alternativa para mitigar os impactos das secas sobre o êxodo rural. Os produtores, principalmente da agricultura de subsistência, têm na irrigação um subsídio para se manterem em suas terras e desenvolverem atividades que gerem renda, segurança alimentar e qualidade de vida (GTDN, 1959; Campos, 2014; Silva et al., 2014; Vivithkeyoonvong e Jourdain, 2016).

No contexto ambiental a irrigação surge como técnica possibilitadora de revegetação em projetos de recuperação de regiões semiáridas semelhante a área estudada por Conceição Neto et al. (2017). Ao mesmo tempo que, em projetos para agricultura irrigada, quando manejada de forma inadequada pode causar diferentes impactos negativos, como a salinização e contaminação do solo por agroquímicos e baixa eficiência do uso da água que leva exploração exacerbada dos recursos hídricos, portanto, conhecer a magnitude desses impactos leva a uma melhor decisão sobre o manejo de áreas irrigadas (Brito et al., 2010).

Quando bem manejada, inclusive associada a práticas conservacionistas do solo e da água, a agricultura irrigada é capaz de impactar positivamente ao fornecer melhorias ao meio ambiente em regiões semiáridas, inclusive possibilitando a geração de serviços ecossistêmicos análogos aos alcançados pela agricultura em regiões úmidas naturais, como a melhoria da cobertura vegetal, redução da erosão, retenção e armazenamento de água no solo e demais ganhos relatados na literatura científica

(Mermoud et al., 2005; Boreux et al., 2013; Raheem et al., 2015; Fleming et al., 2014; Vivithkeyoonvong e Jourdain, 2016; Li et al., 2017; Santos e Santos, 2019; Venkatachalam e Balooni, 2018; Masseroni et al., 2020).

Essas melhorias podem ser demonstradas de diferentes maneiras, inclusive através do estudo do balanço hídrico que possibilita quantificar ganhos e perdas no manejo do uso da água os quais podem ser avaliados quanto a geração/melhoria dos serviços ecossistêmicos (Jian et al. (2015).

Os modelos agro-hidrológicos como Hydrus 1D e SWAP, que simulam o balanço hídrico, são ferramentas que possibilitam o estudo do efeito da vegetação e o impacto do manejo agrícola no balanço de água no solo em diferentes tipos de clima, por exemplo em regiões semiáridas, fornecendo dados que auxiliam para uma tomada de decisão mais profícua quanto a adoção de estratégias de manejo e gerenciamento dos recursos hídricos (Ma, et al., 2011; Bellot e Chirino, 2013; Aguilera et al., 2016; Moraes et al., 2018).

Portanto o objetivo desta pesquisa foi avaliar, por meio da modelagem agro-hidrológica, melhorias na retenção e balanço de água no solo em uma área semiárida submetida a processo de recuperação em comparação a outra sob degradação e se verificar se essas melhorias podem representar a obtenção de serviços ecossistêmicos.

2 Material e métodos

2.1 Local do estudo

O estudo foi realizado no município de Campo Formoso, Bahia, Brasil, localizado no médio curso da Bacia Hidrográfica do Rio Salitre (Figura 1). Inserida no semiárido brasileiro, a Bacia possui a caatinga como vegetação predominante e um período chuvoso concentrado entre os meses de dezembro e março, com precipitação anual média em torno de 600 mm e temperatura média de 30°C (CPRM, 2006; Naime et al., 2007). Além disso, o local é acometido por intensos processos de erosão hídrica e assoreamento do rio (Silva e Rios, 2020).

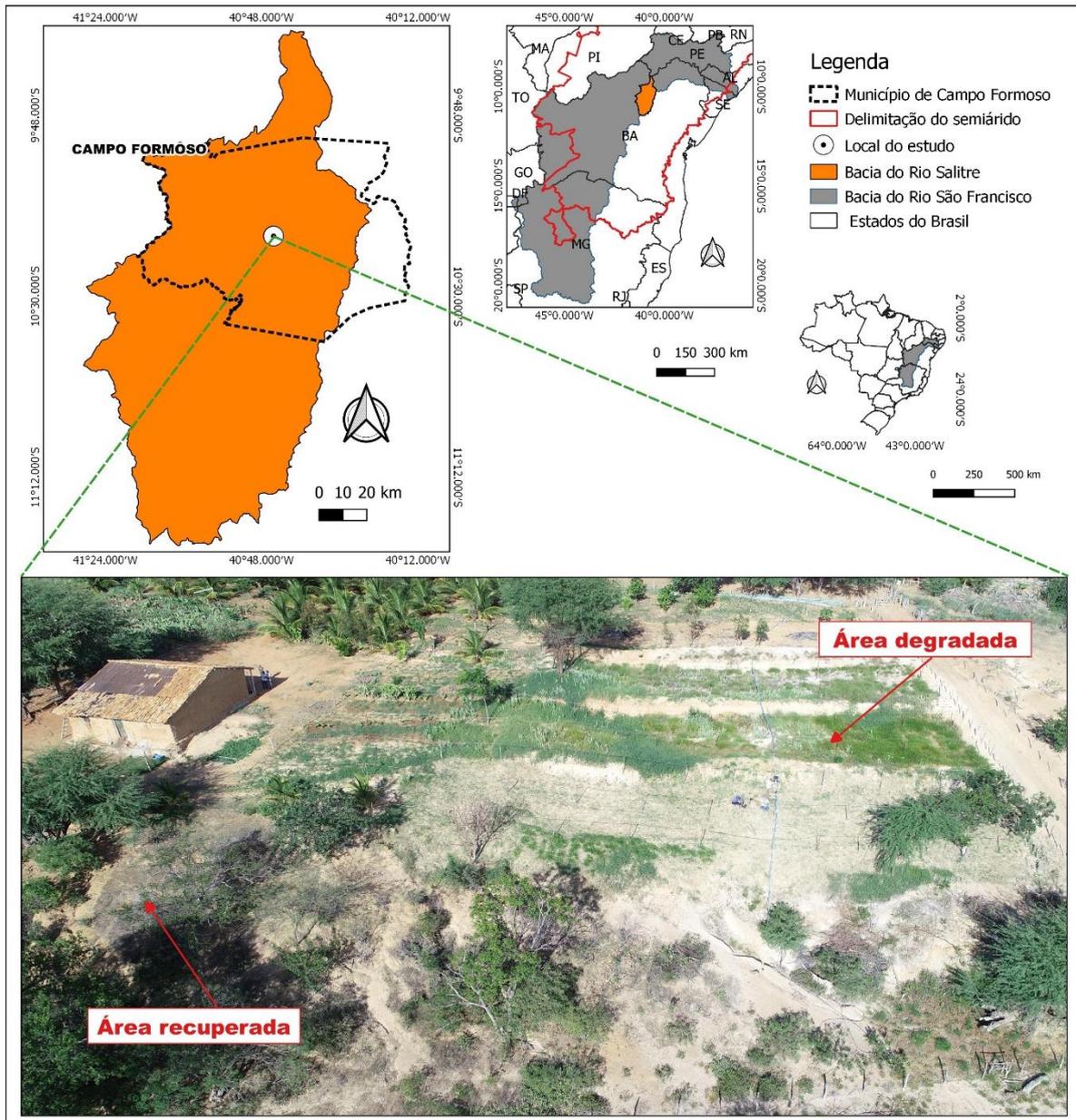


Figura 1. Localização espacial das áreas de estudo no contexto da bacia do Rio Salitre e vista aérea (foto com drone).

As áreas experimentais foram definidas como recuperada e degradada (Figura 1) e pertencem a uma propriedade privada. A área degradada corresponde a uma área com solo exposto e presença de voçorocas e declividade de 17% no sentido do leito do rio. A área recuperada corresponde a área de 1200 m² antropizada com terraceamento e cultivo irrigado. O terraço foi construído em maio de 2015 e é formado por três patamares de área 10x40 m cada, obtidos pelo do corte da encosta, o qual ocorreu de forma simultânea ao preenchimento das duas erosões em voçorocas presentes na área. Em setembro do mesmo ano foram implantadas gramíneas e

leguminosas. Um sistema de irrigação por microaspersão foi instado com o objetivo de subsidiar o estabelecimento e manutenção dos cultivos. As irrigações são realizadas de 3 em 3 dias e correspondem a uma área molhada dos terraços de 140 m². A vegetação que se estabeleceu na área foi a gramínea *Cynodon* spp. o qual é cortado e fornecido como alimento aos animais da propriedade.

As propriedades físicas dos solos foram determinadas no Laboratório de Física do solo da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia conforme o Manual de Métodos de Análises de Solo da Embrapa (Teixeira et al., 2017) (Tabela 1).

Tabela 1. Propriedades físicas dos solos.

	Prof.	Areia	Silte	Argila	Classe textural	Ds	Macro	PT
Área	cm	-----g Kg ⁻¹ -----			-----	g cm ⁻³	---cm ³ cm ⁻³ ---	
REC	0-25	420	249	331	Franco-argilosa	1,52	0,04	0,40
	25-50	369	307	324	Franco-argilosa	1,32	0,10	0,47
DEG	0-25	482	251	267	Franco-argilo-arenosa	1,53	0,06	0,37
	25-50	421	235	344	Franco-argilosa	1,61	0,01	0,35

Prof.: Profundidade; REC: Recuperada; DEG: Degradada; Ds: Densidade do solo; Macro: Macroporosidade; Micro: Microporosidade; PT: Porosidade total

2.2 Instrumentação e monitoramento

Instrumentos e sensores para medição, coleta e armazenamento de dados na pesquisa foram desenvolvidos e confeccionados no Laboratório de Instrumentação e Tecnologia Embarcada do Núcleo de Engenharia de Água no Solo (NEAS) da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, constituído por termohigrômetros, piranômetros, sensores eletrônicos de baixo custo para monitorar umidade e dataloggers (dados não publicados).

No dia 16 de janeiro de 2019 foram instalados no local do estudo uma estação meteorológica completa e sensores eletrônicos. Os dados climáticos monitorados foram: umidade relativa (%) e temperatura do ar (°C) (termohigrômetro), radiação solar (W m⁻²) (piranômetro), velocidade do vento (m s⁻¹) (anemômetro de concha) e precipitação (mm) (pluviômetro de balança). Os instrumentos foram instalados entre 1,5 e 2,0 metros de altura conforme WMO (2008).

Os sensores eletrônicos foram utilizados para monitoramento do conteúdo de água no solo em cada área de estudo. Eles foram inseridos ao longo de um perfil de solo de 50 cm. O sensor 1 foi instalado a 5 cm de profundidade e as demais em

intervalos de 10 cm. Foram utilizados 12 sensores, sendo 6 em cada área de monitoramento. Os sensores registram frequências relativas (Hz Hz^{-1}) que são convertidas em dados de umidade através de equações de calibração.

Os dataloggers projetados para o armazenamento dos dados recebiam energia através de uma bateria selada de 12V e 7Ah alimentada por um painel solar de 20 watts (Figura 2). Os dados eram medidos continuamente ao longo do dia, registrados em intervalos de 5 min em cartão de memória MicroSD e coletados em computador portátil durante as operações in loco.

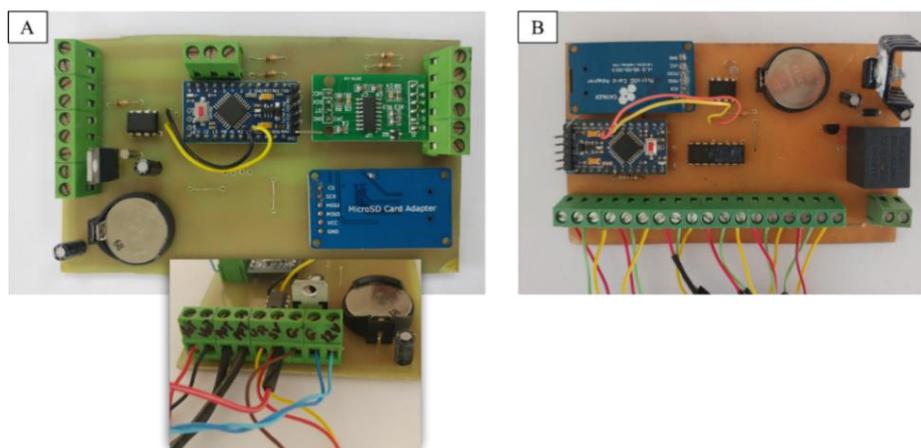


Figura 2. (A) Datalogger de coleta de dados meteorológicos com detalhamento das ligações dos sensores. (B) Datalogger para coleta de dados das sondas capacitivas de baixo custo

2.3 Modelagem das propriedades e processos hídricos do solo

2.3.1 Modelagem inversa com Hydrus - 1D

A determinação das propriedades hidráulicas do solo foi realizada para cada profundidade (0-25 e 25-50 cm) em cada área de estudo através da modelagem inversa, por meio da aplicação do modelo Agro-hidrológico Hydrus - 1D *version* 4.17.0140 (Simunek et al., 2013). Para isso foi montado em duplicata um experimento de evaporação do solo em casa de vegetação, semelhante a Silva et al. (2020).

As amostras de solo foram acomodadas conforme as densidades (Tabela 1) em cilindros de PVC de 150 mm de diâmetro e 18 cm de altura compostos cada um por duas sondas capacitivas inseridas horizontalmente. Após saturação do solo por capilaridade os cilindros foram vedados na face inferior para não ocorrerem perdas de água por drenagem.

Na casa de vegetação o conjunto “cilindro + solo + sonda” foi colocado sobre uma balança e o conjunto “balança + sondas” conectados a um *datalogger* para coleta de dados. Os solos das amostras dos conjuntos foram submetidos a secagem ao ar (evaporação) por um período de 30 dias. As variações de peso e umidade, obtidos respectivamente como sinal elétrico (mV) e frequência relativa (Hz/Hz) foram coletadas em intervalos de 10 minutos e posteriormente convertidas em valores reais por meio das curvas de calibração. As variações de peso registradas permitiram obter as variações de evaporação.

Para calibrar as plataformas de pesagem, foram utilizadas massa de referência previamente confeccionadas, e cada variação de peso (P) correspondeu a um sinal elétrico emitido pela célula de carga da balança (S). Essas variáveis foram relacionadas através de uma equação linear. Como foram utilizadas duas balanças para o experimento, estabeleceu-se duas equações de calibração (Equações 1 e 2).

$$P = 21989 S - 9488,1 \quad R^2 = 0,99 \quad (1)$$

$$P = 11364 S - 4631,0 \quad R^2 = 0,99 \quad (2)$$

Em que: P: peso (g); S: sinal elétrico (mV).

Para as simulações com Hydrus - 1D os valores umidades volumétricas (θ , cm³ cm⁻³) e evaporação (mm) são os dados de entrada do modelo. Eles foram compilados em valores horários e os parâmetros hidráulicos estabelecidos pelo modelo Rosetta Lite 1.1, inserido no próprio Hydrus 1D, tendo como base os dados de granulometria (areia, silte e argila em %) e a densidade solo (g cm⁻³) (Tabela 1). Foram estabelecidas como condições de contorno: profundidade da camada (18 cm) dividida em nós de 1 cm, limite superior sob condições de contorno atmosférico (dados de evaporação – cm h⁻¹) e fluxo zero no limite inferior.

O fluxo de água no solo foi estimado pela equação de Richards (Richards, 1931) (Equação 3).

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial \left[K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right]}{\partial z} - S(h) \quad (3)$$

Em que: θ : teor volumétrico de água; $K(h)$: condutividade hidráulica (cm d⁻¹); h : potencial de pressão da água no solo (cm); z : posição vertical calculada positivamente

para cima (cm); t : é o tempo (d); $S(h)$: taxa de extração de água do solo pelas raízes ($\text{m}^3 \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$).

A curva de retenção de água no solo (Equação 4) e a curva de condutividade de água no solo (Equação 4) foram estabelecidas pelo modelo de Mualem-van Genuchten (Mualem, 1976; Van Genuchten, 1980).

$$\theta = \theta_{res} + (\theta_{sat} - \theta_{res}) (1 + |\alpha h|^n)^{-m} \quad (4)$$

Em que: θ : teor de umidade do solo ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$); θ_{res} : teor de umidade residual do solo ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$); θ_{sat} umidade do solo saturado ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$); α , n e m : fatores empíricos, sendo m dependente de n pela relação (Equação 5):

$$m = 1 - \frac{1}{n} \quad (5)$$

A função $K(\theta)$ é definida segundo a teoria da condutividade hidráulica não saturada de Mualem (1976) fazendo uso da relação $\theta(h)$, como (Equação 6):

$$K = K_{sat} S_e^\lambda \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^{m-2} \right] \quad (6)$$

Em que: K_{sat} é a condutividade saturada (cm d^{-1}); S_e : grau de saturação relativo; λ é um parâmetro de forma (-) dependendo da tortuosidade do caminho do fluxo. E S_e definido como (Equação 7):

$$S_e = \frac{\theta - \theta_{res}}{\theta_{sat} - \theta_{res}} \quad (7)$$

Simulados no espaço-tempo com o Hydrus 1D, através da minimização das diferenças de θ observados, foram determinados os parâmetros hidráulicos do solo (α , n , λ e K_s). Uma função objetiva Φ (Equação 8) foi utilizada para expressar as diferenças entre os valores de θ observados e simulados.

$$\phi(\theta, \beta) = \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^{n_j} [\theta_{OBS,j}(z_i, t_i) - \theta_{EST,j}(z_i, t_i, \beta)]^2 \quad (8)$$

Em que: m : número de diferentes locais de medidas de Θ ; n : número de medidas realizadas em um m .

A igualdade representa o resíduo entre os valores do conteúdo de água observados (θ_{OBS}) no tempo t_i para j -ésima medidas em z_i , e os valores do conteúdo de água estimados (θ_{EST}) utilizando os parâmetros hidráulicos do solo otimizados em β (ou seja, θ_r , θ_s , α , n , K_s e λ). A minimização da função objetiva Φ é realizada pelo método de minimização não-linear de Levenberg-Marquardt (Simunek et al., 2013).

O desempenho do modelo foi avaliado por meio dos indicadores estatísticos coeficiente de determinação (R^2), erro médio (EM) e raiz do erro quadrado médio (RMSE) semelhante a Phogat et al., (2013), Villarreyes et al., (2014), González et al., (2015) e Rezaei et al. (2016).

2.3.2 Modelagem com SWAP

O modelo Agro - hidrológico SWAP (*Soil-Water-Atmosphere-Plant*) version 4.0.1 (Kroes et al., 2017) foi utilizado para simulação dos processos envolvidos no balanço hídrico nas áreas recuperada e degradada. Esse modelo foi escolhido por ser de domínio público, condizente com o estudo em questão e ser utilizado em estudos amplos incluindo condições agrícolas, climáticas e hidrológicas apresentando resultados precisos e confiáveis (por exemplo: Sarwar et al. 2000; Singh et al., 2006; Droogers et al. 2008; Ma et al., 2011; Bellot e Chirino, 2013; Moraes et al. 2018; Silva et al., 2020).

Para as simulações do balanço hídrico nas áreas, o modelo necessita de dados principais de entrada referentes as condições climáticas e as propriedades e parâmetros do solo (Ma et al., 2011; Kroes et al., 2017; Silva et al., 2020) e, na existência de cultivo, a caracterização da cultura. Um esquema metodológico simplificado demonstra a aplicação do modelo (Figura 3).

Foram criados dois arquivos de entrada principais "Swap.swp" representativos de cada área, um arquivo principal com dados climáticos compilados em intervalos de 30 minutos, e um arquivo com extensão ".crp" para representar o cultivo existente na área recuperada (Figura 3). Realizou-se uma simulação para predizer o que aconteceria no caso de recuperação da área degradada. Para essa projeção, os parâmetros hidráulicos da área degradada foram inseridos no arquivo de entrada principal "Swap.swp" representativo da área recuperada.

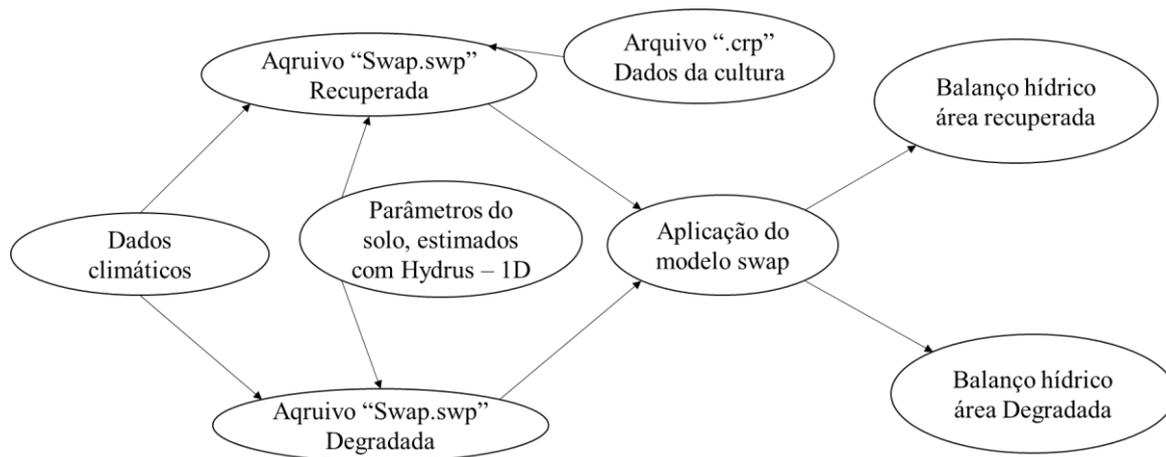


Figura 3. Esquema metodológico simplificado da aplicação do modelo SWAP.

O SWAP é um modelo de base física, que modela os fluxos verticais de água na zona insaturada e saturada através da equação de Richard (Equação 3) (Kroes et al., 2017). E utiliza a equação Mualem-Van Genuchten (Mualem, 1976; Van Genuchten, 1980) (Equações 4, 5, 6 e 7) para representar a relação entre umidade volumétrica (θ), condutividade hidráulica (K) e potencial matricial (h) (Kroes et al., 2017).

O cálculo da evapotranspiração foi realizado segundo a equação de Penman-Monteith (Equação 9) utilizando a metodologia para dados faltantes, conforme o Boletim FAO-56 (Allen et al., 1998).

$$ET_{ref} = \frac{0.408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0.34u_2)} \quad (9)$$

Em que: ET_{ref} : evapotranspiração de referência (mm d^{-1}); G : fluxo de calor no solo ($\text{J m}^{-2} \text{d}^{-1}$); R_n : radiação líquida ($\text{J m}^{-2} \text{d}^{-1}$), Δ : inclinação da curva de pressão de vapor ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$); e_a : pressão real de vapor (kPa); e_s : pressão de saturação de vapor (kPa); T : temperatura diária média do ar a 2m de altura ($^\circ\text{C}$); u_2 : velocidade do vento a 2m de altura (m s^{-1}) e γ : constante psicrométrica ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$).

A evaporação real foi definida com base na equação de Darcy, conforme Black (1969). A redução com método de Black objetiva evitar a superestimativa da evaporação real do solo (Kroes et al., 2017; Moraes et al., 2018). A condição de limite inferior foi definida como drenagem livre no perfil do solo cujo fluxo inferior é provocado pelo fluxo gravitacional (Ma et al., 2011; Kroes et al., 2017; Moraes et al., 2018).

Na discretização vertical o perfil de solo de 50 cm foi particionado em duas camadas de 25 cm discretizadas em sub-camadas de 1 cm. Definiu-se a condição inicial de umidade do solo como sendo igual ao primeiro valor de umidade obtido com dados de campo. Esse valor é representado no modelo pela pressão de coluna de água (Ψ_m). Para determiná-la o conteúdo de água no solo obtido para cada profundidade de monitoramento foi inserido na equação de Mualem-Van Genuchten (Mualem, 1976; Van Genuchten, 1980) modificada matematicamente para isolar o potencial matricial (Ψ_m).

Conforme especificações do próprio modelo, foram definidas condições quanto a presença de vegetação. Devido a inexistência de cultivos agrícolas, a área degradada foi definida como solo descoberto e área recuperada como solo cultivado.

A condição de drenagem superficial foi definida como a espessura da camada de água sobre a superfície do solo capaz de gerar escoamento superficial (“ponding”). Para solo degradado (declividade, solo descoberto e presença de voçoroca) “ponding” corresponde a 0,2 cm e para solo recuperado (declividade, terraços e vegetação) é de 2,5 cm semelhante as explanações de Ines et al. (2001) e Kroes et al. (2017).

Para representar os dados de entrada referentes a cultura agrícola na área recuperada foi adotado o módulo simples do modelo um a vez que não era objetivo monitorar os padrões de crescimento da cultura. Como principal função esse módulo permite fornecer condições de limite superior adequadas para o avaliar o movimento da água no solo (Kroes et al., 2017).

O cultivo adotado foi a gramínea (*Cynodon* spp.) pois era a cultura que estava presente na área durante a coleta de dados. Foram consideradas as seguintes características: altura da cultura de 0,5 m, profundidade do sistema radicular 0,2 m, período de cultivo fixo, índice de área foliar em função dos estádios de desenvolvimento. A extração de água pelas raízes foi calculada conforme Feddes et al. (1978) e a interceptação segundo conceito de Von Hoyningen-Hune and Braden, cujo coeficiente de interceptação para cultivos agrícola “COFAB” é de 0,25 cm (Kroes et al., 2017).

As irrigações foram feitas conforme Silva e Rios (2020), com água de poço artesiano localizado a 800 m da área, por um sistema de microaspersão composto de duas linhas equipadas cada uma com 10 emissores (32 L h⁻¹/cada). O tempo de funcionamento do diário do sistema era de 2 horas, com turno de rega de 3 dias e

aplicação de uma lâmina de 5 mm. Cada emissor molhava uma área de aproximadamente 7m² o que totaliza em uma área úmida de 140m².

Para avaliar o desempenho do modelo, foram comparados os valores de conteúdo de água no solo da área recuperada medidos em campo com os valores estimados pelo modelo. O erro quadrático médio da raiz (RMSE) (Equação 10) e o erro médio absoluto (MAE) (Equação 11) foram utilizados como critério de desempenho (Singh et al., 2006; Ma et al., 2011; Kim et al., 2015; Silva et al., 2020).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{t=1}^N (\theta_{obs} - \theta_{est})^2} \quad (10)$$

$$MAE = \frac{1}{N} \sum_{t=1}^N |\theta_{obs} - \theta_{est}| \quad (11)$$

Em que: N é o número total de observações; θ_{obs} e θ_{est} são os valores observados e simulados para o conteúdo de água no solo.

2.4 Avaliação dos serviços ecossistêmicos

Em paisagens agrícolas irrigadas, a avaliação dos serviços ecossistêmicos pode ajudar a aumentar o retorno dos próprios serviços prestados ao ambiente ao fornecer uma estrutura para identificar maneiras de reduzir a super alocação de recursos hídricos (Crossman et al., 2010). Os serviços ecossistêmicos para este estudo foram qualificados através dos resultados da modelagem dos parâmetros hidráulicos (curva de retenção) e dos componentes do balanço hídrico que influenciam estritamente nos processos bióticos e abióticos e está diretamente relacionado as funções do ecossistema (Mercado-Bettín et al., 2019).

A irrigação como prática de manejo foi destacada quanto a sua função em ajudar a prover os serviços ecossistêmicos, pelo estudo ser conduzido em ambiente semiárido, seguindo as explanações de Jian et al. (2015), Vivithkeyoonvong e Jourdain (2016) e Silva e Rios (2020).

Os resultados obtidos foram confrontados com a literatura citada conforme abordagem de Alcamo et al. (2005), Panorama da Biodiversidade Global (2010), Mendonça e Fernandes (2010) e Parron et al. (2015) e se referem a: Manutenção da vegetação/cobertura do solo; Melhora da infiltração e redução do escoamento

superficial e conseqüentemente do processo erosivo; Melhora na retenção/armazenamento de água no solo; redução das perdas demasiadas de água por evaporação/percolação.

3 Resultados e discussões

3.1 Modelagem inversa com Hydrus - 1D

A qualidade dos ajustes obtidos pela comparação entre os conteúdos de água no solo medidos e simulados, a qual representa a confiabilidade na obtenção dos parâmetros hidráulicos, são mostrados na Tabela 2 e expressos por meio dos indicadores estatísticos coeficiente de determinação (R^2), erro médio (EM) e raiz do erro quadrático médio (RMSE). De acordo com estes, verificou-se que as menores variações no ME e RMSE foram para a profundidades de 0-25 cm.

Tabela 2. Propriedades hidráulicas para as áreas de estudo.

Área	Prof. cm	θ_r	θ_s	α	n	K_s	λ	R^2	EM	RMS E
		$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$		-	-	cm dia^{-1}	-	-	---- $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ----	----
REC	0-25	0,105	0,411	0,013	1,114	7,34	0,491	0,93	0,0007	0,002
	25-50	0,084	0,459	0,013	1,436	15,54	0,500	0,96	0,0730	0,096
DEG	0-25	0,005	0,335	0,010	1,406	12,10	0,802	0,99	0,0002	0,004
	25-50	0,067	0,374	0,015	1,129	6,66	0,007	0,95	-0,0910	0,111

REC: recuperada; DEG: degradada; Prof.: profundidade; θ_r : conteúdo de água residual; θ_s : conteúdo de água saturada; α , n , λ : parâmetros empíricos de ajuste; K_s : condutividade hidráulica saturada; EM= erro médio; RMSE = erro quadrático médio da raiz; R^2 = coeficiente de determinação.

Na profundidade de 0-25 cm o solo da área recuperada possui maior retenção de água do que o degradado (Figura 4), enquanto que este possui mudança textural (Tabela 1), que interferiu na dinâmica da água (Tabela 2) o que explica esse resultado. Para a profundidade de 25-50 cm não se verificou diferença entre as curvas de retenção de água (Figura 4).

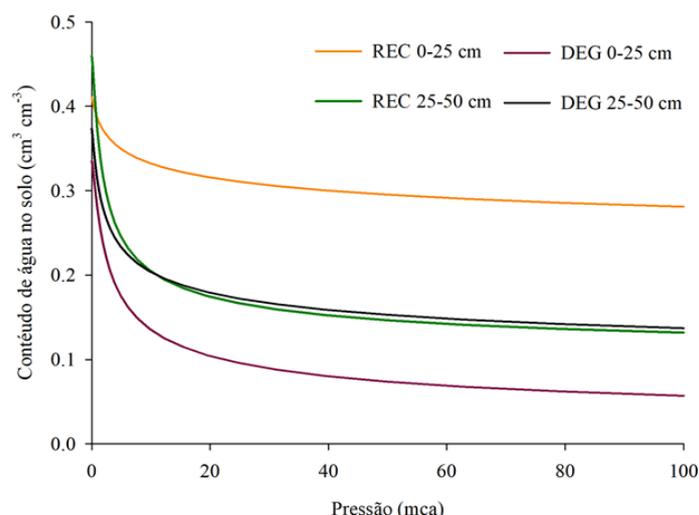


Figura 4. Curvas de retenção de água no solo modeladas para as áreas degradada e recuperada nas profundidades de 0-25 e 25-50 cm.

Na profundidade de 0-25 cm, o solo degradado possui maior condutividade hidráulica saturada (K_s) (Tabela 2) e mais macroporos (Tabela 1) o que favorecem a drenagem, diferentemente do solo recuperado. Sabendo que a presença dos macroporos está relacionada a maiores condutividades e menor retenção de água (Poulenard et al., 2001; Mesquita e Moraes 2004; Silva et al., 2005; Bassoi e Soares, 2011) infere-se que a área recuperada possui melhores propriedades físico-hídricas que favorecem o armazenamento de água no solo (Tabela 1, Figura 4), resultado este endossado por Poulenard et al. (2001). O terraço no modelo patamar tem a capacidade de modificar as propriedades físico-hídricas do solo influenciando na retenção e disponibilidade de água (Silva e Rios, 2018; Mesfin et al., 2018).

Em estudo anterior conduzido na mesma área, no período de 2015 a 2017, Silva e Rios (2020) observaram maior retenção de água no solo para a área recuperada na profundidade de 15 cm, cujos valores de umidade residual (θ_r) e saturada (θ_s) foram de respectivamente 0,208 e 0,430 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$, em contraste à área degradada, cujas umidades foram 0,142 e 0,318 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$. Sendo assim, pode-se inferir que após quatro anos de recuperação, considerando o período deste estudo, a área manteve as qualidades adquiridas.

Caracterizada por um sistema radicular fasciculado e de crescimento rápido (Salton e Tomaz, 2014) a gramínea proporcionou para a área recuperada, melhorias nos aspectos relacionados a propriedades físico-hídricas (Tabela 1) e estruturação (Anexo I) em contraste à área degradada, corroborando as melhorias nas

propriedades hidráulicas e de retenção de água no solo (Tabela 2, Figura 4), correlato as explicações de Silva e Rios (2020).

Semelhantemente, Jotisankasa e Sirirattanachat (2017) demonstram que o sistema radicular das gramíneas influencia a curva de retenção e permeabilidade dos solos de diferentes modos. Para estes autores, eventos de secagem e umedecimento devido a irrigações e evapotranspiração aumentam a permeabilidade do solo enquanto que a ocupação dos macroporos pelas raízes das plantas a diminuem, em contrapartida, a deterioração das raízes antigas geram caminhos preferenciais de fluxo aumentando a permeabilidade, portanto, as raízes afetam as propriedades hidráulicas na faixa de tamanho dos macroporos.

Em estudos anteriores conduzidos por Bourgeois et al. (2016) é possível verificar proximidade entre a umidade saturada obtida por modelagem inversa e a porosidade total por métodos laboratoriais, o que agrega maior confiabilidade aos parâmetros hidráulicos estimados via modelagem. Para este estudo a proximidade entre umidade predita por modelagem e a porosidade determinada em laboratório é vista nas Tabelas 1 e 2.

Ao modelar a dinâmica de água em cultivo de milho irrigado e com déficit, González et al. (2015) ajustaram as propriedades hidráulicas do solo por modelagem inversa com uso do Hydrus-1D. Os autores dizem que esse método possibilita avaliar os tratamentos em diferentes profundidades, permitindo incluir a variabilidade do solo nas simulações e, portanto, os efeitos das características da matriz do solo e dos canais de macroporos na dinâmica de água, os quais não seriam possíveis pelos métodos de determinação convencionais (González et al., 2015).

Ao pesquisarem o efeito da erosão na variabilidade espacial da condutividade hidráulica saturada em solos cultivados e revegetados após eventos erosivos, Papanicolau et al. (2015) relataram que o solo das áreas erodidas apresentava maior conteúdo de areia nas camadas superficiais, se comparado aos cultivados, implicando em maior K_s . Os autores afirmam existir uma correlação positiva entre esses parâmetros, em que, a infiltração é controlada pela textura quando o solo possui elevado teor de areia e baixa atividade agrícola, enquanto que, para solos com alta atividade agrícola e menor teor de areia a infiltração é controlada pela densidade, que se correlaciona com K_s .

Apesar de não ter sido avaliada a correlação entre propriedades físicas e as variações de K_s observa-se que, semelhante as explicações de Papanicolau et al.

(2015), a variação textural na área degradada e de densidade na área recuperada (Tabela 1) apresentam comportamento condizente com as variações de Ks (Tabela 2).

Os valores de R², ME e RMSE estão dentro da faixa de variação citada por Qu et al (2014), Wang et al. (2016) e González et al. (2015) para expressar a confiabilidade dos ajustes nos parâmetros hidráulicos do solo em diferentes profundidades, obtidos por modelagem em experimentos de evaporação.

Ao compararem os erros envolvidos no conteúdo de água simulado a partir de parâmetros hidráulicos obtidos via modelagem inversa com Hydrus e métodos laboratoriais Rezaei et al., (2016) observaram que em ambos os métodos os maiores valores de RMSE variaram entre 0,101 e 0,156 cm³ cm⁻³ nas profundidades de 50 e 60 cm, respectivamente. Os autores citam que a amostragem e as medidas feitas em laboratório resultam em perturbações do solo promovendo a descontinuidade do fluxo de água nos macroporos, além da descontinuidade do perfil em profundidade com conseqüente aumento nos erros. Adicionalmente, estudos reportam que, menores erros de estimativa e, portanto, maior confiabilidade são associados a camadas menos profundas de solo (Phogat et al., 2013; Villarreyes et al., 2014; Qu et al., 2014; González et al., 2015; Wang et al., 2016).

3.2 Modelagem com SWAP

A figura 5 mostra o conteúdo de água no solo estimado (SWAP) e medidos (in situ) em função do tempo e para diferentes profundidades de área recuperada. Estes dados compreendem o período entre 17 de janeiro à 24 de abril de 2019. De acordo com os indicadores MAE e RSME (Tabela 3) verificou-se correspondência satisfatória entre os conteúdos de água estimados e medidos e suas variações ao longo do período, cujos valores médios foram -0,0038 e 0,0521 cm³ cm⁻³ respectivamente.

Tabela 3. Indicadores estatísticos dos ajustes entre os conteúdos de água no solo observados (in situ) e simulados (SWAP).

Indicador estatístico (cm ³ cm ⁻³)	Profundidade					
	05	10	20	30	40	50
	cm					
MAE	-0,0177	0,0225	-0,0170	-0,0154	-0,0085	0,0132
RMSE	0,0836	0,0437	0,0557	0,0414	0,0525	0,0358

MAE = erro médio absoluto; RMSE = erro quadrático médio da raiz;

Na profundidade de 5 cm ocorrem maiores variações de umidade, se comparada às demais profundidades (Figura 5A) com RMSE de aproximadamente 8% (Tabela 3) resultado da maior influência dos processos de entrada e saída de água no solo. Os eventos de chuva, irrigação, extração e evapotranspiração influenciam de forma mais abrupta a umidade do solo nas camadas superficiais por intervir diretamente nestas, enquanto que, as camadas inferiores dependem, em grande parte, da redistribuição de água no perfil (Ma et al., 2011).

Em geral, para todas as profundidades no primeiro dia após a instalação das sondas capacitivas em campo, ocorreram as maiores diferenças entre as umidades no solo medidas e estimadas. Provavelmente as perturbações no solo realizadas para instalação das sondas causaram variações na dinâmica do fluxo de água que, conseqüentemente foi mensurada pelos sensores, semelhante as explicações de Walker et al., (2004).

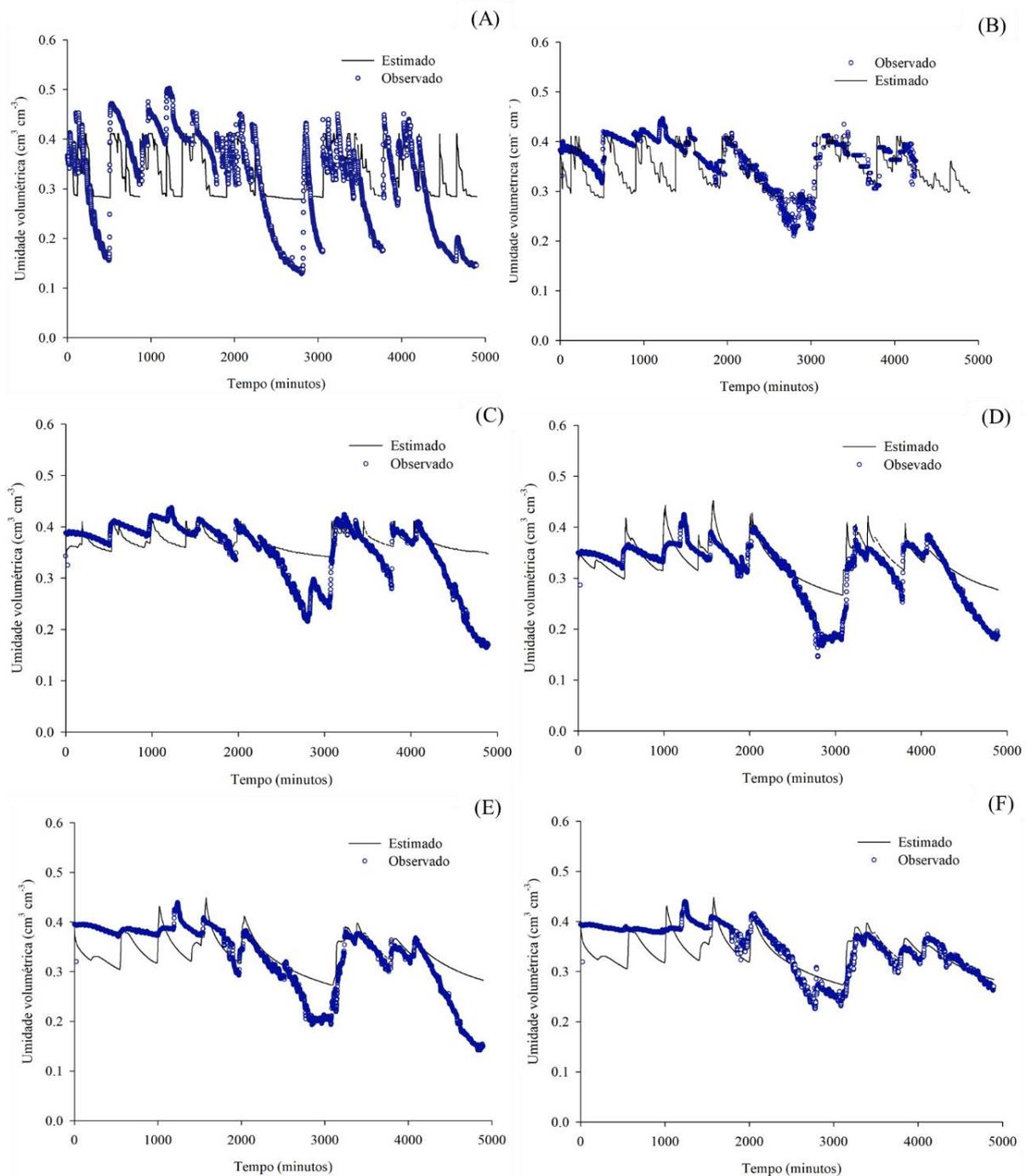


Figura 5. Conteúdo de água no solo medido (in situ) e estimados por simulação com SWAP para área recuperada. (A) 5cm, (B) 10 cm, (C) 20 cm, (D) 30 cm, (E) 40 cm e (F) 50 cm.

Observa-se que a máxima diferença observada entre as umidades representado pelo MAE foi de $0,0225 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ na profundidade de 10 cm (Tabela 3), o que pode ser considerado como bom ajuste conforme literatura citada (Ma et al. 2011; Hassanli et al., 2016; Phogat et al., 2016 e Shin et al., 2012). Salienta-se ainda

que os resultados obtidos de umidade do solo estimados estão interligados ao método utilizado para ajustar os parâmetros hidráulicos de retenção de água no solo.

Na modelagem hidrológica a adequação entre dados medidos e estimados pode ser caracterizada por meio do MAE, cujo ajuste perfeito apresenta valor igual a 0,00 (Hassanli et al., 2016). Este indicador estatístico implica em uma avaliação mais inequívoca das previsões de modelos por ser uma medida linear, que pondera igualmente as diferenças na média e é mais indicado do que o RMSE, pois este atribui peso alto na magnitude dos erros quando existem valores extremos (Phogat et al., 2016).

Relacionado a dinâmica da umidade do solo medida em campo via TDR e simulada via SWAP com os parâmetros hidráulicos ajustados por modelagem inversa (Genetic Algorithm - GA), Shin et al., (2012) verificaram que nas profundidades de 0–20 cm, 20–40 cm e 40–60 cm os MAE's foram, respectivamente, iguais a 0,051, 0,035 e 0,037 cm³, valores estes que, para os autores significam ajustes satisfatórios entre dados medidos e estimados de conteúdo de água no solo.

Em trabalho anterior, Kumar et al. (2019) utilizaram dois métodos para obterem parâmetros hidráulicos de retenção de água no solo via modelagem inversa, o Particle Swarm Optimization (PSO) e o Genetic Algorithm (GA). Os autores realizaram simulações do movimento de água em cultivo de trigo em campo para gerenciamento da irrigação via SWAP e, ao compararem o conteúdo de água medido em campo por Reflectometria de Domínio do Tempo (TDR) e estimado por modelagem, na profundidade de 0-10 cm, obtiveram ajustes de 0,0127 e 0,0245 cm³ cm⁻³ (MAE); e 0,0163 e 0,0297 cm³ cm⁻³ (RMSE), respectivamente para GA e PSO.

Para Kim et al. (2015) ao determinar a umidade do solo de 0-5 cm através de simulações com três modelos hidrológicos (SWAP, Noah LSM, CLM) e compará-las a dados obtidos em campo, a dinâmica da umidade simulada é afetada pelos parâmetros hidráulicos do solo, parametrização e as próprias incertezas estruturais do modelo hidrológico empregado, como também, as diferentes condições hidroclimáticas e de umidade no solo in situ, ou seja, período seco, úmido ou moderadamente úmido, são relevantes para explicar os ajustes. Ainda segundo esses autores, o SWAP apresentou uma boa concordância com dados medidos (RMSE: 0,033 cm³ cm⁻³ e MAE: 0,023 cm³ cm⁻³) e seu desempenho foi melhor durante os períodos úmidos, representando bem os picos decorrentes das precipitações e expressando queda rápida da umidade no período de secagem.

3.2.1 Processos hidrológicos nas áreas de estudo

O comportamento dos componentes do balanço hídrico avaliados para as áreas é mostrado na Figura 6 em intervalo de 30 minutos, considerando os eventos de precipitação que ocorreram durante o período de monitoramento. Na tabela 4 é possível visualizar o que foi perdido e o que foi armazenado do total precipitado.

Entre o período de 21 de janeiro à 23 de abril de 2019 precipitaram 373,79 mm e desse montante, houve armazenamento de 353,16 mm na área recuperada, que correspondeu a 29,41% a mais do que na área degradada. A evaporação foi mínima, totalizando 0,91 mm (Tabela 4). A área degradada apresentou variação de armazenamento negativa para quatro eventos de precipitação (Figura 6D), os quais coincidem com picos de escoamento superficial que totalizaram 119,54 mm (Tabela 4) e perfazendo uma evaporação de 2,73 mm, valores que compreendem perdas respectivas de 94,92% e 66,67% superiores em relação as obtidas para área recuperada.

Analisando os resultados considerando que a área degradada passe por uma recuperação, observa-se que a área adquire balanço hídrico positivo semelhante a que já está recuperada (Figura 6, Tabela 4). Essa simulação, portanto, nos induz a dizer que a recuperação (terraceamento + gramínea + irrigação) proporcionará ganhos ambientais para a área degradada, se mostrando alternativa viável para a mesma.

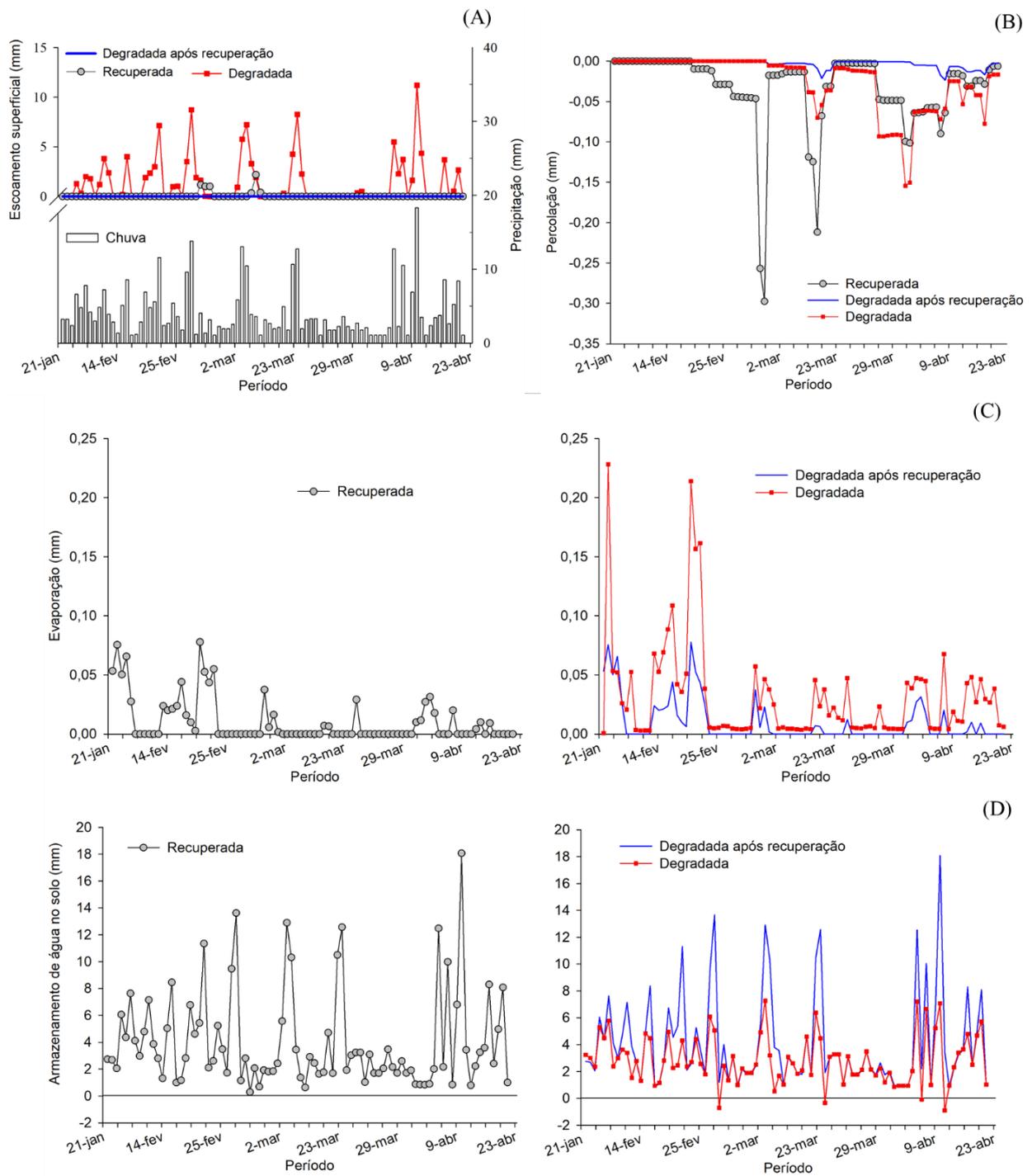


Figura 6. Balanço hídrico nas áreas recuperada, degradada e predição da degradada após recuperação. (A) Escoamento superficial, (B) Percolação, (C) Evaporação, (D) Armazenamento de água no solo.

Tabela 4. Valores acumulados no período do estudo.

Área	PE	ES	EV	PER	ARM
	mm dia ⁻¹				
REC	373,79	6,07	0,91	-2,98	353,16
DEG	373,79	119,54	2,73	-2,21	249,31
DEG → REC	373,79	0,00	0,87	-0,28	361,06

REC = Recuperada, DEG = Degradada, PE = precipitação, ES = escoamento superficial, EV = evaporação do solo, PER = percolação, ARM = armazenamento de água no solo.

A menor evaporação do solo na área recuperada está associada a presença constante da vegetação, que o protege da incidência direta da radiação solar e favorecem a redução na temperatura do solo e na evaporação, a maior infiltração e conseqüentemente aumento do volume armazenado. Observa-se ainda que, em ambas as áreas, os maiores totais evaporados compreendem o período de 21 de janeiro a 25 de fevereiro (Figura 6B) e esse fato pode estar relacionado ao maior volume de chuva ocorrido nesse período que foram de 161,88 mm.

No período entre 25 de fevereiro a 23 de março a área recuperada apresentou maior percolação (Figura 6B), reduzido escoamento superficial (Figura 6A) e pontos onde o a variação de armazenamento foi quase nula (Figura 6C), acontecimento sucedido entre três eventos de precipitação em torno de 10 e 13 mm (Figura 6A). Pode-se inferir que, nesse período, o armazenamento aumentou até que a umidade no perfil estivesse próxima à capacidade de campo e/ou saturação, dessa forma, o volume excedente tornou-se componente de escoamento superficial e/ou percolação.

Considerando a área recuperada nesse período, a combinação entre chuvas intensas e irrigações suplementares em dias de estiagem resultaram no aumento do volume de percolação. Já na área degradada, observou-se que no período entre 23 de março a 9 de abril ocorreu percolação no perfil desassociado do escoamento superficial, ou seja, esses eventos não foram simultâneos (Figuras 6A e 6B). Deduz-se que o baixo volume precipitado no período possibilitou a infiltração de água no solo sem perdas por escoamento, entretanto, ao atingir sua capacidade de armazenamento o solo perdeu água por percolação.

Ao avaliar o balanço hídrico em solos erosivos de uma bacia hidrográfica chinesa Jun et al. (2010) observaram que o cultivo de pastagens influenciou na significativa redução do escoamento superficial e carreamento de sedimentos, quando comparadas a cultivos agrícolas, o que o levou os autores a considerarem que esse

cultivo representa o melhor uso da terra quanto a conservação do solo e da água. O armazenamento de água no solo melhora quando existe controle na evaporação, fenômeno este que, associado ao escoamento superficial são os principais responsáveis por perdas de água em solos nus (Jun et al., 2010).

Ao estudar a dinâmica do escoamento e erosão relacionados ao uso do solo de uma bacia hidrográfica portuguesa, Nunes et al. (2011) observaram o aumento da capacidade de infiltração do solo, atraso no escoamento e redução da erosão hídrica quando terras agrícolas abandonadas ou sob manejo arável foram recuperadas sendo convertidas em pastagens.

Ao modelarem cenários atuais e futuros para uso da terra em sistemas agrícolas no sudoeste de Austrália, Forouzangohar et al. (2014) demonstraram, em simulações compreendendo um período de 25 anos, que os sistemas de plantio direto irrigados são responsáveis pelo aumento do carbono orgânico e armazenamento de água no solo, haja visto que, a presença dos resíduos vegetais sobre o solo associados a irrigação aumenta a retenção de água no solo.

Na Índia, ao utilizar o modelo hidrológico Soil & Water Assessment Tool (SWAT) para avaliar o escoamento superficial em duas bacias hidrográficas sob o efeito do uso do solo, Sajikumar e Remya (2015) observaram o aumento da percolação de água no solo, propiciado pelo terraceamento das terras íngremes mais adoção de cultivos. Para os autores a percolação é importante para manter a recarga de águas subterrâneas e, essa por sua vez, diminuir quando ocorrer aumento no escoamento superficial.

No geral os resultados mostram uma melhora na função hidrológica do ecossistema recuperado em detrimento ao degradado, indicando o favorecimento da infiltração, melhor armazenamento e menor perda de água pelo sistema, principalmente evaporativa, portanto, pode-se inferir que em longo prazo essas mudanças podem ser bem mais significativas, e merecem ser investigadas.

3.3 Serviços ecossistêmicos

Os ganhos obtidos na área recuperada corroboram a geração de serviços reguladores. São evidenciadas melhorias na proteção do solo contra erosão hídrica, estrutura (estabilidade de agregados, Anexo I) e retenção de água que contribuem para o melhor balanço hídrico da área recuperada. Todas as melhorias elencadas favoreceram a melhoria do processo de infiltração.

Como o local de estudo é uma planície íngreme com declive médio de 17% no sentido do leito do rio (Silva e Rios, 2018), a adoção do cultivo irrigado de gramíneas associadas a presença dos terraços formaram o conjunto de técnicas de manejo que beneficiaram a prestação dos serviços ecossistêmicos. A presença da vegetação é importante para ajudar na estabilização do terraço e sem a irrigação não seria possível a manutenção do cultivo, visto que, a deficiência hídrica é um sério fator limitante para o seu desenvolvimento (Cavalcante 2003; Voltolini 2011; Back et al., 2013; a Gonçalves et al., 2018; Paula et al., 2020) e, a região semiárida brasileira possui elevado déficit hídrico anual que se apresenta em média durante 7 meses do ano (Marengo et al., 2010).

A combinação dessas técnicas de manejo se mostra de sucesso para manutenção do equilíbrio no agroecossistema, diante das disparidades entre os resultados apresentados para as áreas recuperada e degradada. Demonstra-se uma perspectiva bastante positiva para estudos mais abrangentes para qualificar serviços ecossistêmicos na região semiárida do Brasil. Achados extremamente importantes do ponto de vista dos processos de erosão existentes na área estudada e em grande escala o processo de desertificação no médio curso da bacia do rio Salitre.

Segundo Vivithkeyoonvong e Jourdain (2016) é possível obter serviços ecossistêmicos, com a agricultura irrigada, semelhantes aos obtidos pelas atividades agrícolas em regiões úmidas naturais. Ao modelarem a possibilidade de pagamento por serviços ambientais advindos da agricultura irrigada do arroz em uma bacia no nordeste da Tailândia sujeita a eventos de seca e conseqüente abandono da terra, os autores definiram os serviços não mercantis gerados: manutenção da paisagem rural, mitigação dos problemas oriundos da seca, e manutenção e melhoria da qualidade da água e do meio ambiente, como aqueles aos quais os produtores estão dispostos a pagar, pois acreditam na importância destes, principalmente pela região ser afetada pela seca.

Adquirindo um papel de “chuva artificial” a irrigação ajudou a regular os processos do ecossistema do local estudado, que apresentou um balanço hídrico positivo, sem ela possivelmente o ambiente tenderia ao balanço negativo característico do semiárido, portanto, pode-se dizer que a adoção da irrigação nesse estudo minimizou os problemas decorrentes da seca melhorando concomitantemente a paisagem rural antropizada na área de estudo, semelhante aos achados de Vivithkeyoonvong e Jourdain (2016) e como demonstrado por Silva e Rios (2020).

Do ponto de vista socioeconômico a irrigação possibilitou a manutenção da produção de pastagem e seu fornecimento, inclusive nos períodos de seca, para alimentação dos animais da propriedade rural, ao mesmo tempo que foi proporcionada melhorias para o solo na área, evitando-se o carreamento de sedimentos para o leito do rio, contribuindo para melhoria dos serviços hidrológicos (qualidade da água) contribuindo para evitar processos erosivos, portanto, apresentando um sinergismo positivo conforme relatado por Wei et al. (2009), Gordon et al. (2010), Bossio et al. (2010), Wood et al. (2015) e Mesfin et al., (2018) onde a melhoria na gestão das atividades agrícolas, refletem em ganhos para o meio ambiente. Montanaro et al. (2017) comentam que o fornecimento a longo prazo de apoio e regulação dos serviços ecossistêmicos e ecossistêmicos hidrológicos é influenciado significativamente pela melhoria do armazenamento de água no solo, mitigando sedimentação em corpos d'água decorrentes da erosão.

Quando se fala em área degradada tem-se um ambiente erodido em que o solo apresenta perdas de qualidades estrutural (Anexo I) e de retenção, refletindo no desequilíbrio do balanço hídrico na área. Na modelagem agro-hidrológica simulando sua recuperação, apresenta em termos dos componentes do balanço hídrico, ganhos substanciais que indicam melhorias nas suas características. Pode-se dizer que indiretamente, a área recuperada e a possível recuperação da área degradada, possibilitam a geração de serviços ambientais do próprio solo. As gramíneas, que se comportam como cultura de cobertura, também são responsáveis pela geração de serviços ambientais. A irrigação é o elo existente entre esse conjunto de serviços, prestando seu próprio serviço ambiental, ao regular diante de um ambiente semiárido, a existência dos demais. A irrigação possibilita a conexão entre água, solo, vegetação e biodiversidade oferecendo um ecossistema capaz de subsidiar benefícios coletivos como explanado por Zucaro e Ruberto (2019).

Portanto, quando consideramos regiões semiáridas em que manutenção das atividades agrícolas, produção e produtividade rentáveis economicamente são dependentes da disponibilidade hídrica e associamos com a necessidade iminente da proteção ambiental, encontramos no manejo adequado do solo na agricultura irrigada uma possibilidade de regular e manter o ecossistema. A irrigação, portanto, é uma ferramenta importante na promoção dos serviços ambientais.

Segundo Blanco-Canqui et al (2015) o solo gera serviços ambientais quando fornecem melhorias para qualidade do ambiente e sustentabilidade agrícola, enquanto

as culturas de cobertura, como por exemplo gramíneas, além de contribuir para mitigar a erosão, servirem de forragem para gado entre outros aspectos, também melhoram as propriedades do solo, gerando um ciclo de multifuncionalidades. Os autores ainda enfatizam que manutenção das culturas de cobertura é influenciada e de certa forma depende do uso da irrigação.

Para Baker et al. (2012) a vegetação presente determina a capacidade de armazenamento de água no solo devido ao arranjo espacial do seu sistema radicular, implicando em maior ou menor armazenamento se os cultivos forem com culturas perenes ou anuais. Sendo conhecidos os serviços ambientais advindos da cobertura de solo permanente, os autores ao falarem de regiões úmidas e em escala espacial, dizem que o uso da irrigação suplementar tem a capacidade de aumentar o armazenamento de água no solo, fato que se correlaciona diretamente com a presença do sistema radicular das culturas de cobertura e com a retenção de água no solo.

Ao relatarem sobre o processo de recuperação em região semiárida e áridas com reflorestamento Jian et al. (2015) endossam em seus resultados que por se tratarem de ambientes frágeis ecologicamente a determinação do balanço hídrico se apresenta como estratégia de planejamento eficiente do manejo do uso da água mitigando a degradação, melhorando a provisão de serviços ecossistêmicos e beneficiando economicamente essas regiões.

Conforme Chen et al (2007) e Chen et al. (2010) técnicas de conservação da água e escolha das espécies cultivadas são importantes no processo de recuperação de solos degradados em regiões semiáridas. Os autores observaram melhorias no balanço hídrico em áreas recuperadas com pastagens seminaturais e arbustos em região semiárida da China. Já para Derak e Cortina (2014) como uma unidade de paisagem as pastagens fornecem elevados níveis de serviços ecossistêmicos, além do que, manejadas adequadamente as unidades de paisagens podem prover impactos positivos no bem estar de populações de regiões semiáridas e na provisão dos próprios serviços ecossistêmicos.

Ao descrever a zona semiárida da África Ocidental, Mermoud et al. (2005) cita como a baixa capacidade de retenção dos solos e a escassez e mal distribuição das chuvas foram determinantes para fracasso da agricultura de sequeiro, tendo os agricultores encontrado na irrigação a possibilidade de reverter os baixos rendimentos obtidos até então. Os autores ao modelarem o balanço hídrico considerando

diferentes frequências de irrigação, observaram que irrigar duas vezes por semana (maior lâmina de água e menor frequência) diminui as perdas por evaporação e aumenta o armazenamento de água na zona da raiz, portanto, no contexto de clima semiárido ter água prontamente disponível para as plantas se torna uma boa estratégia de manejo de irrigação.

Raheem et al (2015) objetivando catalogar os possíveis serviços ecossistêmicos fornecidos por um agrossistema formado por canais de irrigação no Norte do Novo México - EUA, conhecidos como “Acequias”, demonstraram que em termos de serviços reguladores estes canais podem promover redução da erosão, armazenamento e retenção de água no solo principalmente em regiões de clima seco, infiltração, recarga de lençol freático e manutenção do leito do rio. Para os autores mapear esses serviços significa fornecer dados para avaliar a situação atual e possíveis mudanças ou melhorias futuras, gerando ferramentas para avaliar economicamente os benefícios sociais produzidos e fornecer base para tomada de decisões políticas.

As explanações de Raheem et al (2015) ratificam os resultados obtidos por Fleming et al. (2014), ao estudarem a mesma área. Ao avaliaram em uma escala de ruim a excelente os serviços ecossistêmicos prestados pelas “acequias”, em duas fazendas de produção agrícola e pastagem irrigada, os autores demonstraram que ocorreram ganhos substanciais no meio ambiente, destacando como excelentes os ganhos no controle de erosão, armazenamento de água no solo, cobertura vegetal e melhoria da estética da paisagem (Fleming et al., 2014).

Partindo dos resultados promissores aqui obtidos, considera-se a possibilidade da agricultura irrigada no semiárido nordestino se mostrar promissora para prover serviços ambientais, deste modo, fornecer um valor econômico para os serviços oriundos do manejo agrícola irrigado, considerando as características específicas de cada região semiárida nordestina, significa fornecer mais uma ferramenta para gestão do ecossistema e tomada de decisões políticas englobando contexto ecológico, econômico e social. Valorar economicamente os serviços, sejam eles comercializados ou não, é trazido na literatura como explanado por Constanza et al (2006), Raheem et al. (2012) e Raheem et al. (2015), inclusive indicado nas ações do Plano Regional de desenvolvimento do Nordeste (SUDENE, 2019).

Em relação ao local de estudo os resultados são promissores para a valoração dos serviços ambientais reguladores que se mostram através dos resultados

alcançados e são evidenciados na Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais sob a Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. Trazendo incentivo para possibilidade de promover a recuperação das demais áreas de degradação presentes no local, como a que foi monitorada, inclusive pesquisas que visem investigar o terraceamento e a irrigação para estabelecimento de espécies nativas.

A pesquisa abre o leque ainda para estudos mais amplos. Sabendo da diversidade de produtos agrícolas irrigados na região da bacia do Salitre desde os perímetros da fruticultura até cultivos da base alimentar como o feijão e o milho, abrangendo dos grandes produtores aos agricultores familiares, quantificar e qualificar se/e como os diferentes cultivos irrigados promovem serviços ambientais, gera dados para novas políticas de preservação para a bacia do Salitre, indo além, traz a necessidade de estudos sobre a eficiência e eficácia dos métodos de irrigação já existentes e a melhor forma de manejo no contexto da geração dos serviços.

Ao falar sobre gerenciamento de recursos hídricos para irrigação, enfatizando que para regiões áridas e semiáridas muitas vezes são utilizadas fontes salinas ou água de reuso, Masseroni et al. (2020) trazem o termo irrigação inteligente como uma ferramenta para fornecer a manutenção dos serviços ecossistêmicos, pautados dentre outros aspectos, na conservação e favorecimento da biodiversidade do solo e prevenção de erosão e degradação, indicando a adoção de modelagem agro-hidrológica como aparato de apoio para tomada de decisões com mais embasamento.

A modelagem como ferramenta preditiva possibilita analisar a melhor forma de priorizar a alocação dos recursos financeiros, ao fornecer a possibilidade da geração de cenários onde as diferentes técnicas de manejo podem ser equiparadas e aquelas que exercem mais influência nos ganhos ambientais podem ser observadas.

Sugere-se para estudos futuros, a análise químico-física da água utilizada para irrigação e principalmente a longo prazo investigar possíveis efeitos de salinidade. O levantamento de outros índices de importância ambiental que demonstrem mais ganhos em termos de serviços ambientais também é pertinente, pensando em semiárido, destaca-se o sequestro de carbono, manutenção da matéria orgânica, recarga de águas subterrâneas, a paisagem rural e presença de vida selvagem (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Panorama do Biodiversidade Global, 2010).

4 Conclusão

A irrigação, como técnica, possibilitou o estabelecimento da vegetação na área do terraço. O agroecossistema formado pelo cultivo irrigado possibilitou as melhorias na infiltração de água, estabilidade do solo, armazenamento de água e redução da evaporação. Melhoras essas que fazem parte dos serviços reguladores.

A análise do balanço hídrico possibilitou demonstrar a relevância do manejo conservacionista e da irrigação na melhoria das condições ambientais na área de recuperação, o que implica de maneira positiva e diretamente em ganhos para o ecossistema.

A modelagem agro-hidrológica se mostrou uma técnica pertinente para avaliação das práticas de manejo adotadas para conservação do solo na área de recuperação, gerando resultados indicadores de processos que regulam as condições ambientais.

5 Referências

ALCAMO, J.; VAN VUUREN, D.; RINGLER, C.; CRAMER, W.; MASUI, T.; ALDER, J.; SCHULZE, K. Changes in nature's balance sheet: model-based estimates of future worldwide ecosystem services. **Ecology and society**, v. 10, n. 2, 2005.

ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. Crop Evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. **Fao, Rome**, v. 300, n. 9, p. D05109, 1998.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. Atlas irrigação: uso da água na agricultura irrigada. Brasília: **ANA**, p. 86, 2017.

BAKER, J. M.; GRIFFIS, T. J.; OCHSNER, T. E. Coupling landscape water storage and supplemental irrigation to increase productivity and improve environmental stewardship in the us midwest. **Water Resources Research**, v. 48, n. 5, 2012.

BACK, Á. J.; DUFLOTH, J. H. Demanda hídrica e necessidade de irrigação de pastagens na região de Tubarão, SC. **Agropecuária Catarinense**, v. 26, n. 3, p. 68-73, 2013.

BLACK, T. A.; GARDNER, W. R.; THURTELL, G. W. The prediction of evaporation, drainage, and soil water storage for a bare soil. **Soil Science Society of American Journal**, v. 33 p. 655-660, 1969.

BLANCO-CANQUI, H.; SHAVER, T. M.; LINDQUIST, J. L.; SHAPIRO, C. A.; ELMORE, R. W.; FRANCIS, C. A.; HERGERT, G. W. cover crops and ecosystem services:

insights from studies in temperate soils. **Agronomy Journal**, v. 107, n. 6, p. 2449-2474, 2015.

BELLOT, J.; CHIRINO, E. Hydrobal: An eco-hydrological modelling approach for assessing water balances in different vegetation types in semi-arid areas. **Ecological modelling**, v. 266, p. 30-41, 2013.

BOREUX, V.; KUSHALAPPA, C. G.; VAAST, P.; GHAZOUL, J. Interactive effects among ecosystem services and management practices on crop production: pollination in coffee agroforestry systems. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 21, p. 8387-8392, 2013.

BOSSIO, D.; GEHEB, K.; CRITCHLEY, W. Managing water by managing land: Addressing land degradation to improve water productivity and rural livelihoods. **Agricultural Water Management**, v. 97, n. 4, p. 536-542, 2010.

BRITO, L. T. de L.; BRAGA, M. B.; NASCIMENTO, T. Impactos ambientais da irrigação no Semiárido brasileiro. In: BRITO, L. T. de L.; MELO, R. F. de; GIONGO, V. (Ed.). **Impactos ambientais causados pela agricultura no Semiárido brasileiro**. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2010. cap. 5, p. 137-169.

CALATRAVA, J.; BARBERÁ, G. G.; CASTILLO, V. M. Farming practices and policy measures for agricultural soil conservation in semi-arid Mediterranean areas: The case of the Guadalentín basin in southeast Spain. **Land Degradation & Development**, v. 22, n. 1, p. 58-69, 2011.

CAMPOS, J. N. B. Secas e políticas públicas no semiárido: ideias, pensadores e períodos. **Estudos avançados**, v. 28, n. 82, p. 65-88, 2014.

CAVALCANTE, A. C. R.; SOUSA, F. B. DE.; CÂNDIDO, M. J. D. Estratégias de manejo de pastagens cultivadas no semiárido. (Documento 45). **Embrapa Caprinos**, 1 ed. 2003. 28p.

CHEN, L.; WANG, J.; WEI, W.; FU, B.; WU, D. effects of landscape restoration on soil water storage and water use in the loess plateau region, china. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 7, p. 1291-1298, 2010.

CHEN, L.; HUANG, Z.; GONG, J.; FU, B.; HUANG, Y. the effect of land cover/vegetation on soil water dynamic in the hilly area of the loess plateau, china. **Catena**, v. 70, n. 2, p. 200-208, 2007.

COSTANZA, R.; WILSON, M. A.; TROY, A.; VOINOV, A.; LIU, S.; D'AGOSTINO, J. The value of new jersey's ecosystem services and natural capital. **New Jersey Department of Environmental Protection**, 2006.

CROSSMAN, N. D.; CONNOR, J. D.; BRYAN, B. A.; SUMMERS, D. M.; GINNIVAN, J. Reconfiguring an irrigation landscape to improve provision of ecosystem services. **Ecological Economics**, v. 69, n. 5, p. 1031-1042, 2010.

DERAK, M.; CORTINA, J. Multi-criteria participative evaluation of *pinus halepensis* plantations in a semiarid area of southeast Spain. **Ecological Indicators**, v. 43, p. 56-68, 2014.

FLEMING, W. M.; RIVERA, J. A.; MILLER, A.; PICCARELLO, M. Ecosystem services of traditional irrigation systems in northern New Mexico, USA. *International Journal of Biodiversity Science*. **Ecosystem Services & Management**, v. 10, n. 4, p. 343-350, 2014.

FOROUZANGO HAR, M.; CROSSMAN, N. D.; MACEWAN, R. J.; WALLACE, D. D.; BENNETT, L. T. Ecosystem services in agricultural landscapes: a spatially explicit approach to support sustainable soil management. **The Scientific World Journal**, v. 2014, 2014.

FRYIRS, K. A.; BRIERLEY, G. J.; PRETON, N. J.; KASAI, M. Buffers, barriers and blankets: the (dis) connectivity of catchment-scale sediment cascades. **Catena**, v. 70, p. 49-68, 2007.

GONÇALVES, M. S.; RIBEIRO, W. R.; DOS REIS, E. F.; CÔSER, A. C. Bromatologia de gramíneas tropicais sob diferentes tensões de água no solo em ambiente protegido. **Nativa**, v. 6, n. 4, p. 415-421, 2018.

GONZALEZ, M. G.; RAMOS, T. B.; CARLESSO, R.; PAREDES, P.; PETRY, M. T.; MARTINS, J. D.; PEREIRA, L. S. Modelling soil water dynamics of full and deficit drip irrigated maize cultivated under a rain shelter. **Biosystems Engineering**, v. 132, p. 1-18, 2015.

GORDON, L. J.; FINLAYSON, C. M.; FALKENMARK, M. Managing water in agriculture for food production and other ecosystem services. **Agricultural Water Management**, v. 97, n. 4, p. 512-519, 2010.

GTDN – GRUPO DE TRABALHO PARA O DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. Uma política de desenvolvimento econômico para o Nordeste. **Departamento de Imprensa Nacional**, Brasil: Rio de Janeiro, 1959.

HASSANLI, M.; EBRAHIMIAN, H.; MOHAMMADI, E.; RAHIMI, A.; SHOKOUHI, A. Simulating maize yields when irrigating with saline water, using the aquacrop, saltmed, and swap models. **Agricultural Water Management**, v. 176, p. 91-99, 2016.

INES, A. V. M.; DROOGERS, P.; MAKIN, I. W.; GUPTA, A. Crop growth, and soil water balance modeling to explore water management options. IWMI Working Paper 22. Colombo, Sri Lanka: **International Water Management Institute**. 2001.

JARRAUD, M. Guide to meteorological instruments and methods of observation (WMO-No. 8). **World Meteorological Organisation: Geneva, Switzerland**, v. 29, 2008.

JIAN, S.; ZHAO, C.; FANG, S.; YU, K. Effects of different vegetation restoration on soil water storage and water balance in the Chinese loess plateau. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 206, p. 85-96, 2015.

JOTISANKASA, A.; SIRIRATTANACHAT, T. Effects of grass roots on soil-water retention curve and permeability function. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 54, n. 11, p. 1612-1622, 2017.

JUN, F.; MINGAN, S.; QUANJIU, W.; JONES, S. B; REICHARDT, K.; XIANGRONG, C.; XIAOLI, F. Toward sustainable soil and water resources use in china's highly erodible semi-arid loess plateau. **Geoderma**, v. 155, n. 1-2, p. 93-100, 2010.

KROES, J.G.; VAN DAM, J. C.; BARTHOLOMEUS, R. P.; GROENENDIJK, P.; HEINEN, M.; HENDRIKS, R. F. A.; MULDER, H. M.; SUPIT, I.; VAN, W. P. E. V. SWAP version 4; Theory description and user manual. Wageningen, **Wageningen Environmental Research**, Report 2780. p. 244, 2017.

KUMAR, N.; PODDAR, A.; DOBHAL, A.; SHANKAR, V. Performance assessment of PSO and GA in estimating soil hydraulic properties using near-surface soil moisture observations. **Compusoft**, v. 8, n. 8, p. 3294-3301, 2019.

LE BOURGEOIS, O.; BOUVIER, C.; BRUNET, P.; AYRAL, P. A. Inverse modeling of soil water content to estimate the hydraulic properties of a shallow soil and the associated weathered bedrock. **Journal of Hydrology**, v. 541, p. 116-126, 2016.

MA, Y.; FENG, S.; HUO, Z.; SONG, X. Application of the SWAP model to simulate the field water cycle under deficit irrigation in Beijing, China. **Mathematical and Computer Modelling**, v. 54 n. 3-4, p. 1044-1052, 2011.

MARENCO, J. A.; ALVES, L. M.; BESERRA, E. A.; LACERDA, F. F. Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro. Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas. **INSA**, Campina Grande - PB v. 1, 2011.

MASSERONI, D.; ARBAT, G.; DE LIMA, I. P. Managing and planning water resources for irrigation: smart-irrigation systems for providing sustainable agriculture and maintaining ecosystem services. **Water**, 2020. 263p.

MERCADO-BETTÍN, D.; SALAZAR, J. F.; VILLEGAS, J. C. Long-term water balance partitioning explained by physical and ecological characteristics in world river basins. **Ecohydrology**, v. 12, n. 3, p. e2072, 2019.

MERMOUD, A.; TAMINI, T. D.; YACOUBA, H. impacts of different irrigation schedules on the water balance components of an onion crop in a semi-arid zone. **Agricultural Water Management**, v. 77, n. 1-3, p. 282-295, 2005.

Mesfin, S., Taye, G., Desta, Y., Sibhatu, B., Muruts, H., & Mohammedbrhan, M. Short-term effects of bench terraces on selected soil physical and chemical properties: landscape improvement for hillside farming in semi-arid areas of northern Ethiopia. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 11, p. 1-14, 2018.

MONTANARO, G.; XILOYANNIS, C.; NUZZO, V.; DICHIO, B. Orchard management, soil organic carbon and ecosystem services in mediterranean fruit tree crops. **Scientia Horticulturae**, v. 217, p. 92-101, 2017.

MORAES, M. T. DE; DEBIASI, H.; FRANCHINI, J. C. Modelagem da dinâmica da água em sistemas de preparo de um Latossolo Vermelho. **Scientia Agraria**, v. 19, n. 1, p. 142-152, 2018.

MUALEM, Y. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. **Water Resources Research**, v. 12, n. 3, p. 513-522, 1976.

NUNES, A. N.; DE ALMEIDA, A. C.; COELHO, C. O. A. impacts of land use and cover type on runoff and soil erosion in a marginal area of Portugal. **Applied Geography**, v. 31, n. 2, p. 687-699, 2011.

OLIVEIRA, I. B. DE; NEGRÃO, F. I.; SILVA, A. G. L. S. Mapeamento dos aquíferos do Estado da Bahia utilizando o índice de qualidade natural das águas subterrâneas–IQNAS. **Águas Subterrâneas**, v. 21, n. 1, 2007.

PAPANICOLAOU, A. T. N.; ELHAKEEM, M.; WILSON, C. G.; BURRAS, C. L.; OESTE, L. T.; LIN, H. H.; ONEAL, B. E. Spatial variability of saturated hydraulic conductivity at the hillslope scale: understanding the role of land management and erosional effect. **Geoderma**, v. 243, p. 58-68, 2015.

PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; de OLIVEIRA, E. B.; Brown, G. G.; PRADO, R. B. Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica. **Embrapa Florestas**. Livro científico. Brasília – DF, 2015, 370p.

PHOGAT, V.; SKEWES, M. A.; COX, J. W.; SIMUNEK, J. Statistical assessment of a numerical model simulating agro hydro-chemical processes in soil under drip fertigated mandarin tree. **Irrigation and Drainage Systems Engineering**, v. 5, n. 2, 2016.

PAULA, T.; FERREIRA, M. DE A.; VÉRAS, A. S. C. Utilização de pastagens em regiões semiáridas: aspectos agronômicos e valor nutricional: Revisão. **Arquivos do Mudi**, v. 24, n. 2, p. 140-162, 2020.

PHOGAT, V.; SKEWES, M. A.; MAHADEVAN, M.; COX, J. W. Evaluation of soil plant system response to pulsed drip irrigation of an almond tree under sustained stress conditions. **Agricultural Water Management**, v. 118, p. 1-11, 2013.

POULENARD, J.; PODWOJEWSKI, P.; JANEAU, J. L.; COLLINET, J. Runoff and soil erosion under rainfall simulation of andisols from the ecuadorian páramo: effect of tillage and burning. **Catena**, v. 45, n. 3, p. 185-207, 2001.

PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. viçosa: ufv, 2 ed. 279 p. 2009.

QU, W.; BOGENA, H. R.; HUISMAN, J. A.; MARTINEZ, G.; PACHEPSKY, Y. A.; VERECKEN, H. Effects of soil hydraulic properties on the spatial variability of soil water content: evidence from sensor network data and inverse modeling. **Vadose Zone Journal**, v. 13, n. 12, p. 1-12, 2014.

RAHEEM, N.; ARCHAMBAULT, S.; ARELLANO, E.; GONZALES, M.; KOPP, D.; RIVERA, J.; COLT, S. A framework for assessing ecosystem services in acequia irrigation communities of the upper Río Grande watershed. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, v. 2, n. 5, p. 559-575, 2015.

RAHEEM, N.; COLT, S.; FLEISHMAN, E.; TALBERTH, J.; SWEDEEN, P.; BOYLE, K. J.; O'HIGGINS, T. Application of non-market valuation to California's coastal policy decisions. **Marine Policy**, v. 36, n. 5, p. 1166-1171, 2012.

REZAEI, M.; SEUNTJENS, P.; SHAHIDI, R.; JORIS, I.; BOËNNE, W.; AL-BARRI, B.; CORNELIS, W. The relevance of in-situ and laboratory characterization of sandy soil hydraulic properties for soil water simulations. **Journal of Hydrology**, v. 534, p. 251-265, 2016.

RICHARDS, L. A., Capillary conduction of liquids through porous mediums. **Physics**, v. 1, n. 5, p. 318-333, 1931.

SAJIKUMAR, N.; REMYA, R. S. Impact of land cover and land use change on runoff characteristics. **Journal of Environmental Management**, v. 161, p. 460-468, 2015.

SANTOS, G. G.; GRIEBELER, N. P.; DE OLIVEIRA, L. F. Chuvas intensas relacionadas à erosão hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 2, p. 115-123, 2010.

SANTOS, J. C. N. DOS; DE ANDRADE, E. M.; MEDEIROS, P. H. A.; GUERREIRO, M. J. S.; DE QUEIROZ PALÁCIO, H. A. Effect of rainfall characteristics on runoff and water erosion for different land uses in a tropical semiarid region. **Water Resources Management**, v. 31, n. 1, p. 173-185, 2017.

SANTOS, K. P. DOS; SANTOS, A. M. DOS. Uso da terra, cobertura vegetal e desertificação no Projeto de Irrigação N11-Petrolina-Pernambuco. **Terr@ Plural**, v. 13, n. 2, p. 385-399, 2019.

SILVA, A. B. Recursos hídricos subterrâneos da bacia do rio Salitre, Bahia: uso sustentável na indústria do Mármore Bege Bahia. **Salvador: CBPM**, 2006. 46 p.

SIMUNEK, J.; SEJNA, M.; SAITO, H.; SAKAI, M.; VAN GENUCHTEN, M. The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water and Solutes in the Soil. **Department of Environmental Sciences, University of California, Riverside, California, USA**, p. 343, 2013.

SHIN, Y.; MOHANTY, B. P.; INES, A. V. M. Soil hydraulic properties in one-dimensional layered soil profile using layer-specific soil moisture assimilation scheme. **Water Resources Research**, v. 48, n. 6, 2012.

SILVA, J. L. D. A.; MEDEIROS, J. F. D.; ALVES, S. S.; OLIVEIRA, F. D. A. D.; SILVA JUNIOR, M. J. D.; NASCIMENTO, I. B. D. Uso de águas salinas como alternativa na irrigação e produção de forragem no semiárido nordestino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 66-72, 2014.

SILVA, A. J. P. DA; PINHEIRO, E. A. R.; DE JONG VAN LIER, Q. Determination of soil hydraulic properties and its implications for mechanistic simulations and irrigation management. **Irrigation Science**, p. 1-12, 2020.

VAN GENUCHTEN, M. T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil science society of America journal**, v. 44, n. 5, p. 892-898, 1980.

VILLARREYES, R. C. A.; BARONI, G.; OSWALD, S. E. inverse modelling of cosmic-ray soil moisture for field-scale soil hydraulic parameters. **European Journal of Soil Science**, v. 65, n. 6, p. 876-886, 2014.

VIVITHKEYOONVONG, S.; JOURDAIN, D. Willingness to pay for ecosystem services provided by irrigated agriculture in northeast Thailand. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 13, n. 1, p. 14-26, 2017.

VOLTOLINI, T. V. Produção de caprinos e ovinos no Semiárido. **Embrapa Semiárido**, Petrolina, 2011. 553p.

WALKER, J. P.; WILLGOOSE, G. R.; KALMA, J. D. In situ measurement of soil moisture: a comparison of techniques. **Journal of Hydrology**, v. 293, n. 1-4, p. 85-99, 2004.

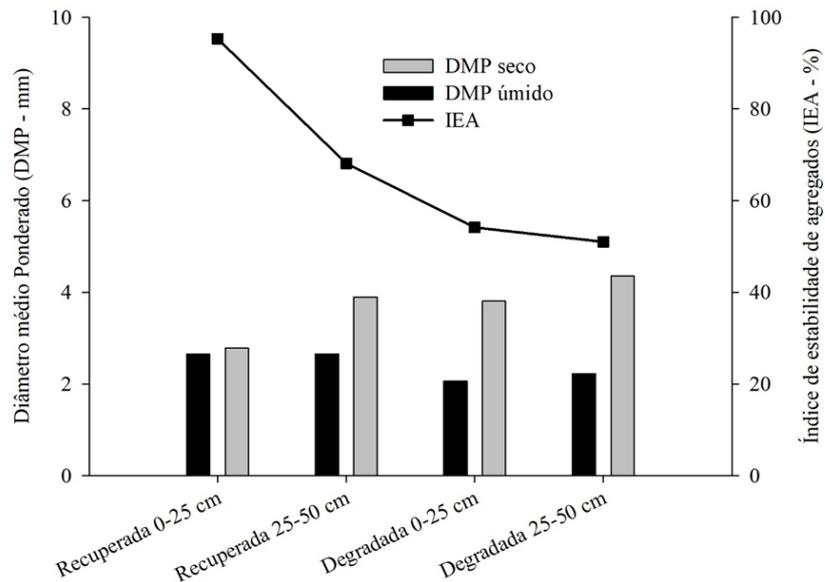
WANG, T.; FRANZ, T. E.; YUE, W.; SZILAGYI, J.; ZLOTNIK, V. A.; YOU, J.; YOUNG, A. Feasibility analysis of using inverse modeling for estimating natural groundwater recharge from a large-scale soil moisture monitoring network. **Journal of Hydrology**, v. 533, p. 250-265, 2016.

WOOD, S. A.; KARP, D. S.; DECLERCK, F.; KREMEN, C.; NAEEM, S.; PALM, C. A. Functional traits in agriculture: agrobiodiversity and ecosystem services. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 9, p. 531-539, 2015.

ZUCARO, R.; RUBERTO, M. Evaluation of ecosystem services of irrigated agriculture: a policy option for a sustainable water management. **Italian Review of Agricultural Economics**, v. 74, n. 3, p. 11-22, 2019.

ANEXO

O impacto positivo do manejo adotado na área recuperada é evidenciado pela melhor estabilidade dos agregados (IEA) no solo em comparação ao solo degradado. Maior DMP por tamisamento “via úmida” indica a melhor estabilidade dos agregados em água. A estrutura mais estável do solo na área recuperada torna esse solo menos susceptível a processos de erosão hídrica.



Diâmetro Médio Ponderado (mm) e índice de estabilidade dos agregados (%) para os solos da área de estudo.

Considerações Finais

Diante da escassez de estudos sobre a obtenção de serviços ambientais na região semiárida brasileira elencada as questões de manejo da água e do solo, foram trazidas informações relevantes que irão contribuir para uma argumentação mais assertiva sobre estudos e políticas ambientais.

Observa-se que a área recuperada apresenta qualidade estrutural do solo e balanço hidrológico que são indicativos da geração dos serviços ambientais de regulação. Portanto, adoção de um manejo adequado, aqui representando por terraceamento associado ao cultivo irrigado, é indicativo da possibilidade da existência de um maior equilíbrio na exploração de atividades agrícolas na região semiárida, de forma que as atividades desenvolvidas sejam ambientalmente sustentáveis e viáveis economicamente para a população que reside na região.

Algumas políticas de conservação são praticadas focadas em questões específicas, atuando no efeito, mas não na causa do problema ambiental. Considerar as multifuncionalidades do ambiente para benefício mútuos (humano e ambiental) são passíveis para formulação de políticas públicas, principalmente políticas que englobem a diversidade de fatores associados a conservação do ecossistema.

A metodologia utilizada no desenvolvimento dessa pesquisa mostra-se pertinente, trazendo resultados satisfatórios, que ajudaram a entender as diferenças na qualidade do solo, propriedades hidráulicas e nos componentes do balanço hídrico entre as áreas de estudo. Possibilitando a formulação de um entendimento do processo de recuperação ambiental. O monitoramento contínuo das áreas e a modelagem de cenários futuros é pertinente para entender as mudanças nesse ambiente a longo prazo, propiciando um melhor planejamento das políticas públicas.