

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO - UFRPE**  
**PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL - PPEAMB**

**MARÍLIA COSTA CAVALCANTI**

**ESTOQUE DE CARBONO E NITROGÊNIO SOB DIFERENTES USOS DO  
SOLO NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Recife – PE  
2019

MARÍLIA COSTA CAVALCANTI

**ESTOQUE DE CARBONO E NITROGÊNIO SOB DIFERENTES USOS DO SOLO NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Trabalho de dissertação submetido ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

**Orientação:** Prof. Marcus Metri Correia

**Coorientação:** Dário Costa Primo

Recife – PE

2019

MARÍLIA COSTA CAVALCANTI

**ESTOQUE DE CARBONO E NITROGÊNIO SOB DIFERENTES USOS DO SOLO NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Trabalho de dissertação submetido ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Avaliada em 26 de julho de 2019.

---

Prof. Marcus Metri Correia  
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

---

Prof. Fernando Cartaxo Rolim Neto (Examinador interno)  
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

---

Tiago Diniz Althoff (Examinador externo)  
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

---

Coordenador do PPEAMB/DTR/UFRPE

## RESUMO

O principal processo natural que se contrapõe ao Efeito Estufa é chamado de sequestro de carbono, um fenômeno que essencialmente busca estabelecer um equilíbrio dinâmico entre a emissão de GEE a partir da imobilização dos elementos, especialmente do C e N. O presente trabalho buscou avaliar os estoques de C e N em solos da região semiárida, mais especificadamente no município de Santana do Seridó/RN, sob 4 diferentes usos: vegetação nativa de Caatinga; agricultura de palma irrigada com Efluente de Esgoto Tratado (EET); agricultura de tomate irrigado com água superficial; e agricultura de tomate em regime de sequeiro, tendo em vista que o reúso de EET para a agricultura é alternativa que pode mitigar a problemática emergente de escassez hídrica da região e também capaz de influenciar a capacidade de acumular C, N e outros nutrientes (K, Na, P, Ca e Mg) no solo devido a sua carga orgânica. O estudo demonstrou que entre as áreas avaliadas a maior concentração de C no solo é na Caatinga devido provavelmente ao acúmulo de serrapilheira, não detectando influencia da irrigação com EET ou água superficial sobre os estoques do C e N no solo, concluindo que o aporte de resíduos de vegetação vem a ser o fator de maior contribuição para a estocagem de carbono nos solos estudados.

Palavras Chave: efeito estufa, estoque de carbono, efluente de esgoto tratado, agricultura irrigada.

## **ABSTRACT**

The main natural process that opposes the global warming is called carbon sequestration, a phenomenon that essentially seeks to establish a dynamic equilibrium between the emission of greenhouse gas from the immobilization of the elements, especially the C and N. The present work sought to evaluate the C and N stocks in soils of the semiarid region, more specifically in the municipality of Santana do Seridó / RN, under 4 different uses: native Caatinga vegetation; palm farming irrigated with Treated WasteWater (TWW); tomato agriculture irrigated with surface water; and tomato farming in the rainfed regime, considering that the reuse of TWW for agriculture is an alternative that can mitigate the emerging problems of water scarcity in the region and also capable of influencing the ability to accumulate C, N and other nutrients in the region. soil due to its organic load. The study showed that among the evaluated areas the highest concentration of C in the soil is in the Caatinga due to the accumulation of litter, not detecting influence of the irrigation with TWW or surface water on the C and N stocks in the soil, concluding that the waste of vegetation is the main contributor to carbon storage in the studied soils.

**Keywords:** global warming, carbon stock, wastewater, irrigated agriculture.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de uso e cobertura do solo da área de estudo.....	22
Figura 2 - Área de vegetação nativa de caatinga em Santana do Seridó/RN. ....	23
Figura 3 - Área de agricultura de tomate irrigada com água superficial em Santana do Seridó/RN. ....	23
Figura 4 - Área de agricultura de palma forrageira irrigada com EET em Santana do Seridó/RN. ....	23
Figura 5 - Área de agricultura de tomate em regime de sequeiro em Santana do Seridó/RN. ....	23
Figura 6 - Perfil do Planossolo da área de estudo em Santana do Seridó/RN. ....	6
Figura 7 - Coleta de amostras de solo na área de agricultura de palma forrageira irrigada com EET em Santana do Seridó/RN. ....	7
Figura 8 - Coleta de amostras de solo pelo método do anel volumétrico na área de agricultura de tomate irrigada com água superficial em Santana do Seridó/RN. ....	7
Figura 9 - Agitação de solução em Agitador tipo Wagner no laboratório de fertilidade do solo/UFPE.....	6
Figura 10 - Coleta de silte+argila das amostras de solo no laboratório de fertilidade do solo/UFPE.....	6
Figura 11 - Destilação do extrato das amostras de solo no laboratório de fertilidade do solo/UFPE.....	8
Figura 12 - Titulação da amônia após destilação do extrato das amostras de solo no laboratório de fertilidade do solo/UFPE.....	8
Figura 13 - Análise dos teores de Na e K em fotômetro de chama, no laboratório de fertilidade do solo/UFPE.....	6
Figura 14 - Agitação dos extratos das amostras pelo método Mehlich1, no laboratório de fertilidade do solo/UFPE. ....	6
Figura 15 - Determinação dos teores de Ca e Mg via absorção atômica no CRCN.....	6
Figura 16 - Determinação dos teores de C na água em espectrofotômetro, no laboratório de fertilidade do solo/UFPE. ....	8

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Teores de areia, silte e argila e valores de densidade em duas profundidades de solos sob diferentes usos em Santana do Seridó/RN.....	11
Tabela 2 – Teores de C e N do solo em duas profundidades de solos sob diferentes usos em Santana do Seridó/RN.....	13
Tabela 3 - Relação C:N e teores de M.O. em duas profundidades de solos sob diferentes usos em Santana do Seridó/RN.....	15
Tabela 4 - Estoques de COT e NT do solo em duas profundidades de solos sob diferentes usos em Santana do Seridó/RN.....	16
Tabela 5 - Caracterização química das águas utilizadas para irrigação na área de estudo em Santana do Seridó/RN.....	18
Tabela 6 - Caracterização química do solo em duas profundidades de solos sob diferentes usos em Santana do Seridó/RN.....	20

## SUMÁRIO

<b>1. Introdução .....</b>	<b>5</b>
<b>2. Revisão de literatura.....</b>	<b>8</b>
2.1 Emissão de Gases do Efeito Estufa .....	8
2.2 Aquecimento global e o sequestro de C .....	9
2.3 Dinâmica do carbono (C) e nitrogênio (N) no solo .....	12
2.4 O semiárido brasileiro.....	15
<b>3. Material e Métodos .....</b>	<b>21</b>
3.1 Caracterização das áreas de estudo.....	21
3.2 Classificação do solo e coleta de amostras .....	23
3.3 Caracterização física do solo .....	7
3.4 Caracterização química do solo .....	6
3.5 Caracterização química das águas .....	7
3.6 Análise estatística dos dados .....	9
<b>4. Resultados e Discussão .....</b>	<b>11</b>
4.1 Caracterização física do solo .....	11
4.2 Caracterização química do solo .....	12
<b>5. Conclusão.....</b>	<b>24</b>
<b>Referências .....</b>	<b>25</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A variabilidade climática e os problemas de qualidade do ar associados ao aumento da concentração de gases do efeito estufa (GEE) na atmosfera, especialmente do dióxido carbônico (CO<sub>2</sub>), tem despertado a atenção da sociedade e da comunidade científica para o ciclo biogeoquímico do carbono (C) e suas influências. Segundo o IPCC (2007), este elemento é responsável por cerca de 70% do potencial de elevação da temperatura no globo terrestre, tendo aumentada sua concentração na atmosfera em aproximadamente 40% nos últimos 250 anos (NOAA, 2016).

Cientistas afirmam que apesar da variação climática fazer parte da evolução do planeta, as atividades antrópicas potencializam significativamente a emissão de GEE e, conseqüentemente, o fenômeno do aquecimento global (BARBIERI, 2016). Entre os fatores que mais contribuem para isto, estão a queima de combustíveis de origem fóssil e a conversão de áreas de vegetação nativa em áreas destinadas à exploração agropecuária (MUTO et al., 2005; KOEHLER et al., 2002). O desafio atual tem sido buscar restabelecer as concentrações dos GEE na atmosfera, e, para isso, pesquisadores de todo o mundo voltam-se para dois aspectos principais, que são: como reduzir as emissões de GEE e como imobilizá-los.

Nas últimas décadas, os ecossistemas terrestres vêm sendo considerados tão importantes quanto os oceanos na absorção e armazenamento de C da atmosfera, minimizando a problemática do efeito estufa, uma vez que este elemento é um dos principais componentes dos GEE. O maior compartimento de C dos ecossistemas terrestres são os solos, onde estima-se haver, até a profundidade de 30 cm, cerca de duas vezes o montante de C presente na atmosfera na forma de CO<sub>2</sub> e até quatro vezes o presente na biomassa vegetal (POWLSON, 2011; WATSON et al., 2000).

Sendo a agricultura e a pecuária as principais atividades relacionadas à mudança do uso dos solos, as alterações decorrentes de práticas de manejo inadequadas podem levar a um rápido declínio dos estoques de nutrientes como C e nitrogênio (N), colaborando para o aumento das emissões de GEE e intensificando o aquecimento da Terra (FREIXO et al., 2002). Por outro lado, boas práticas de manejo agropecuário podem contribuir positivamente para os estoques de C e N no solo.

Especialmente nas regiões áridas e semiáridas, a disponibilidade de água é considerada um dos fatores limitantes para a aplicação de manejos agrícolas eficientes e para o

desenvolvimento urbano e industrial, forçando gestores públicos e privados a procurarem, continuamente, por novas fontes de recursos que complementem a disponibilidade atual (DANTAS et al., 2014). Neste contexto, o uso de efluentes domésticos tem sido uma alternativa sustentável para o aumento da disponibilidade hídrica nestas regiões.

O tratamento de esgoto doméstico gera como um dos subprodutos o efluente de esgoto tratado (EET). A disposição de EET na agricultura é alternativa que pode mitigar a problemática emergente de escassez de água (FEINERMAN e TSUR, 2014), proporcionando benefícios econômicos e ambientais pela economia de fertilizantes minerais e pela obtenção de alta produção vegetal (MARINHO et al., 2013).

Estudos têm demonstrado que a disposição de EET no solo pela irrigação tem sido uma alternativa de baixo custo para a disposição deste subproduto no ambiente. Os efluentes, que normalmente são ricos em matéria orgânica, causam impacto negativo quando lançados diretamente nos corpos d'água, porém podem ser utilizados como fonte de água e nutrientes para o sistema solo-planta (BERTONCINI, 2008). Essas são provavelmente as razões para que o aproveitamento agrícola de efluentes seja uma prática comum em muitos países, fazendo parte em programas governamentais de irrigação e gestão de recursos hídricos (DRECHSEL et al., 2009).

O uso de efluentes na agricultura pode ser não só uma solução hídrica, mas também uma aliada importante para a mitigação da concentração de CO<sub>2</sub> atmosférico devido à carga de material orgânico presente. Por meio de um manejo adequado pode-se reter parte do carbono no perfil do solo, caracterizando o mecanismo de sequestro de carbono da atmosfera para a crosta terrestre. Sabe-se, contudo, que para desenvolver práticas e propostas de manejo mais sustentáveis de um ponto de vista sistêmico, é essencial que existam informações quanto aos impactos (positivos ou negativos) nos solos e em seus estoques de C, N e demais nutrientes, causados pela incorporação de novos recursos e tecnologias nas atividades antrópicas, tal qual o tratamento e reúso de efluente doméstico na agricultura.

Neste contexto, pesquisas relacionadas à determinação do estoque de C e N no solo, no semiárido brasileiro, são ainda incipientes (GIONGO et al., 2011). Alguns estudos já foram realizados, mas lacunas de informações precisam ainda ser preenchidas principalmente quando é levado em consideração o reúso de efluentes tratados.

Frente a este quadro, a presente pesquisa baseia-se na hipótese de que a adoção de novas técnicas em sistemas agropecuários como o reúso agrícola de EET, pode influenciar na capacidade de acumular C, N e outros nutrientes no solo. Tendo em vista ainda, que a sustentabilidade a longo prazo de manejos como este, depende de um conjunto de informações quanto aos efeitos e vulnerabilidades desta prática, de forma a subsidiar políticas públicas e privadas na adoção ou manutenção de estratégias de adaptação à realidade local e de combate ao aquecimento global.

Dado o pioneirismo no estudo da dinâmica dos nutrientes em sistemas como este e levando-se em conta a sua relevância para a mitigação do efeito estufa no planeta, o objetivo do trabalho consistiu em avaliar os estoques de C e N e a presença de P, Na, K, Ca e Mg em solos da região semiárida, mais especificadamente no município de Santana do Seridó/RN, sob 4 diferentes usos: vegetação nativa de Caatinga; agricultura de palma irrigada com EET; agricultura de tomate irrigado com água superficial; e agricultura de tomate em regime de sequeiro; identificando a influência que o reúso de EET para irrigação apresenta sobre a ciclagem e imobilização de nutrientes no solo.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Emissão de Gases do Efeito Estufa

O fluxo constante de energia solar que atravessa a atmosfera regula o clima na Terra e, dentro de uma escala de tempo geológico, ocorrem processos naturais que acarretam em mudanças neste sistema climático (SPIELHAGEN, 2012). Porém, a forma rápida e intensa com as quais tais mudanças têm ocorrido, vem se tornando motivo de preocupação e estudo para a ciência e políticas mundiais (KOEHLER et al., 2002, GALVÍNCIO et al., 2011).

A atmosfera terrestre é composta não só por gases, mas também por materiais sólidos dispersos (poeira, pólen, microrganismos, etc.) e, ainda, por uma porção líquida dispersa composta por gotículas nas formas de nuvens, chuvas e outras. Contudo, em termos de massa relativa, os gases claramente predominam.

Entre os principais gases presentes naturalmente na atmosfera terrestre, estão o nitrogênio ( $N_2$ ), oxigênio ( $O_2$ ), gás carbônico ( $CO_2$ ), metano ( $CH_4$ ), hidrogênio ( $H_2$ ), óxido nitroso ( $N_2O$ ) e ozônio ( $O_3$ ), sendo estes fundamentais para a manutenção da temperatura do globo. Contudo, nos últimos anos, a atmosfera tem recebido um aumento significativo da concentração desses gases e de outros, chamados de Gases de Efeito Estufa (GEE), que acarretam no aceleração das mudanças dos climas regionais e global (MADEDO, 2008; ROCHA et al., 2009).

A presença dos GEE tem a propriedade de permitir a passagem de radiações solares de ondas curtas e retardar as radiações infravermelhas de ondas longas emitidas pela superfície terrestre, mantendo a atmosfera terrestre aquecida. Este fenômeno ocorre naturalmente, no entanto, as emissões de GEE pelas atividades humanas têm causado um desequilíbrio, aumentando significativamente a retenção das radiações, contribuindo para a elevação da temperatura média do planeta.

Barbieri (2016) afirma que o aquecimento global pode ser resultado de transformações naturais que ocorrem na evolução do planeta, porém afirma que as atividades humanas contribuem diretamente para potencializar este fenômeno e, apesar de ser um problema relativamente antigo, a atual taxa de aquecimento tem impressionado, fazendo deste um dos temas mais conhecidos e discutidos mundialmente.

Koehler et al. (2002) afirmaram que cientistas no mundo todo alertam para o aumento das emissões dos GEE, uma vez que estes interferem significativamente no balanço radioativo da atmosfera, resultando, num longo prazo, no aumento da temperatura média da Terra. Além disto, são as condições térmicas da superfície do solo e da atmosfera que determinam as temperaturas médias e extremas de uma região, as precipitações, os ventos e outros fenômenos (BARBIERI, 2016).

Dentre as atividades antrópicas que mais contribuem para o aumento da concentração destes gases estão a queima de combustíveis de origem fóssil e o uso do solo, que inclui os desmatamentos, as queimadas, a exploração agropastoril e outros (KOEHLER et al., 2002; MUTO et al., 2005).

Estudos afirmam que a concentração de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) na atmosfera subiu aproximadamente de 280 partes por milhão (ppm) para 392 ppm, entre os anos de 1750 e 2011, o que corresponde a um aumento de cerca de 40% desde o início da era pré-industrial (IPCC, 2014).

No Brasil, as atividades geradoras de GEE são realizadas em grande escala, contribuindo de forma significativa para o efeito estufa. Há estimativas, segundo Lal (2004), de que o desmatamento e o mau uso da terra no Brasil tenham contribuído com até 20% do CO<sub>2</sub> emitido entre as décadas de 80 e 90.

## **2.2 Aquecimento global e o sequestro de C**

Nos últimos anos, a busca tem sido por restabelecer as concentrações dos GEE na atmosfera e para isso, são discutidos dois aspectos principais: a redução das emissões e o aumento da captura dos GEE (SCHAEFFER et al., 2006). Carvalho et al. (2010), destacam que como solução para as crescentes emissões de GEE, estão sendo buscadas alternativas que proporcionem a redução das fontes destes gases e entre as alternativas encontradas, destacam-se a produção de biocombustíveis, melhorias na eficiência energética e o reflorestamento, estando este último associado ao sequestro de carbono.

Uma das definições mais conhecidas do sequestro de carbono é a descrita por Silva (2012), que afirma tratar-se do processo pelo qual o carbono é removido da atmosfera e incorporado na biomassa vegetal, um processo natural que ocorre na fase de crescimento das plantas, que em seu desenvolvimento demandam grande quantidade de carbono. Estudos

afirmam que um hectare (ha) de floresta em desenvolvimento tem a capacidade de absorver até 200 toneladas de carbono e que as espécies vegetais em fase de desenvolvimento são mais eficientes que as antigas para a captura deste elemento, pois quanto mais jovem, maior a necessidade de crescimento e, conseqüentemente, maior a sua absorção. Logo, este processo tão comum na natureza se faz de grande valia no corte dos avanços do aquecimento global.

O conceito de sequestro de carbono foi consagrado e difundido a partir do desenvolvimento do Protocolo de Kyoto, durante a Conferência das Partes realizada em 1997, na cidade de Kyoto. Este protocolo estabelece metas de redução das emissões antrópicas de GEE, de forma individual ou conjunta, pelos países mais desenvolvidos, por estes serem os maiores responsáveis pelo problema (BARBIERI, 2016).

Para facilitar o alcance das metas, foram estabelecidos alguns mecanismos adicionais de implementação do protocolo, entre eles, os Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL). O MDL trata-se do desenvolvimento de parcerias entre os países mais desenvolvidos e os países em desenvolvimento, fazendo com que os países que tinham metas de redução a cumprir, contribuíssem para os projetos de redução das emissões daqueles que não possuíam metas, visando a obtenção de certificados de redução das emissões de GEE (MCT, 2009; SILVA et al., 2013). Neste contexto, pode-se afirmar que o Brasil apresenta grande potencial para a realização de projetos MDL, incluindo atividades de reflorestamento, recuperação de áreas degradadas e outras.

A forma mais comum de sequestro de carbono é naturalmente realizada pela vegetação, conforme citado. Porém, esta não é a única maneira de capturar carbono. O equilíbrio global do carbono na biosfera, considerando o tempo histórico, se dá em função de seus três principais reservatórios: os oceanos, a atmosfera e o sistema terrestre. Pode-se afirmar que, estando entre os três maiores reservatórios de carbono do planeta, o solo também tem um papel de extrema importância na manutenção do ciclo biogeoquímico e armazenamento deste elemento. Além da absorção de carbono pelas plantas, as estimativas de estoque de carbono no solo também se fazem essenciais no contexto de definição de estratégias e medidas públicas relacionadas às mudanças climáticas locais e globais (MADEDO, 2008).

Powlson (2011) afirmou que a quantidade de carbono orgânico presente no solo até uma profundidade de 30 cm, seja, aproximadamente, o dobro do montante de carbono presente na atmosfera na forma de CO<sub>2</sub>. A maioria dos estudos sobre teor e estoque de C no

solo tem como foco principal as camadas superficiais, não abordando o que ocorre nas camadas mais profundas.

Em um trabalho realizado por Ussiri e Lal (2009), em um experimento com 43 anos de implantação e com três diferentes sistemas de manejo, encontraram estoque de C no solo de  $\pm 80 \text{ Mg ha}^{-1}$  nos primeiros 30 cm de profundidade, com uma taxa de acúmulo de C de  $1,37 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . De acordo com Jobbágy e Jackson (2000), nos primeiros 20 cm do perfil de um solo (avaliado até 1 m de profundidade) a porcentagem de C pode chegar até 50% para a floresta nativa. Nesse sentido, estimativas indicam que cerca de 1.500 Pg ( $\text{Pg}=10^{15} \text{ g}$ ) de C está armazenado na Matéria Orgânica do Solo (MOS) até 1 m de profundidade, sendo considerado como reservatório de C (LAL, 2002; JANZEN, 2006).

Na exploração agrícola do solo, algumas práticas de manejo têm sido estudadas por pesquisadores quanto à capacidade de estocar carbono atmosférico no solo, visando integrar tais práticas às medidas de mitigação do aumento da concentração de GEE na atmosfera e da temperatura global. Dentre as práticas de manejo de solo que preconizam o aporte de C e N, contribuindo para o sequestro de C da atmosfera, destaca-se o sistema de plantio direto (SPD) (LAL, 2004; FERREIRA et al., 2012; PAUL et al., 2013). O SPD tem como fundamentos, o mínimo revolvimento do solo e a permanência de plantas vivas e/ou dos resíduos culturais sobre a superfície, o que proporciona incremento nos estoques de C e N e melhorias na agregação do solo (COSTA et al., 2004). Segundo Blanco-Canqui e Lal (2008) o estoque de C pode ter um incremento de 50 a 60% quando o solo estiver sob SPD, em comparação ao sistema de cultivo convencional (SCC), em uma profundidade de até 10 cm.

Calegari et al. (2008) verificaram que o SPD resultou em maior acúmulo de C na camada superficial de um Latossolo Vermelho, após 19 anos de experimentos, quando compararam o SPD ao SCC com diferentes plantas de cobertura. Leite et al. (2010) verificaram aumento de 12 % no estoque de C depois de dois anos de cultivo sob SPD, na camada 0–5 cm, em relação à floresta nativa do Cerrado, em um Latossolo Vermelho-Amarelo. Já Diekow (2003) verificou, em um experimento com 14 anos de duração, uma redução de 22 e 14% nos estoques originais de C e N, respectivamente, até 17,5 cm de profundidade quando o solo foi manejado sob SCC.

Além destes trabalhos, existem outros manejos agrícolas, ainda incipientes do ponto de vista da pesquisa, que podem ser avaliados e estudados sob a ótica do sequestro de carbono, tal qual o uso de resíduos orgânicos na agricultura (ANDRADE, 2004).

Sistemas orgânicos de produção também podem, em algumas situações, aumentar os níveis de MOS, pelo uso de resíduos animais e plantas de cobertura, além de reduzirem emissões de gases pela degradação de fertilizantes sintéticos. Alguns aspectos da agricultura orgânica podem ser implementados juntamente com outros sistemas, tais como aqueles com ausência de manejo ou manejo mínimo, potencializando a mitigação das mudanças climáticas (SCHAHCZENSKI e HILL, 2009).

O Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola (IMAFLORA) aponta para a implementação de técnicas agropecuárias já conhecidas como possíveis ferramentas de recuperação de áreas degradadas em todo o Brasil e de contribuição para o sequestro de carbono, inclusive, reduzindo em até 50% a emissão de GEE pelo setor, além de promover melhores resultados de produtividade (IMAFLORA, 2015).

A adoção de práticas conservacionistas pode restabelecer os solos degradados que possuem déficit de carbono em consequência de práticas inapropriadas. Tendo em vista que carbono é um componente estrutural da matéria orgânica, tendo, portanto, relação com a fertilidade do solo, o correto manejo estimula a captura de CO<sub>2</sub> da atmosfera imobilizando-o no solo, ou seja, constituindo matéria orgânica, aumentando a fertilidade e revertendo o aquecimento global IMAFLORA (2015). Segundo Aertsens et al. (2013), as práticas agrícolas oferecem várias possibilidades que contribuem na redução de GEE, contudo os manejos adotados devem ser avaliados considerando-se as características climáticas, características do solo, registro de manejos previamente empregados, além das condições socioeconômicas da região em questão.

### **2.3 Dinâmica do carbono (C) e nitrogênio (N) no solo**

Por ser um sistema dinâmico em constante evolução, a Terra possui estocagem e movimentação de elementos que interligam todos os seus processos físicos, químicos e biológicos. A composição e decomposição da matéria transformam continuamente diferentes substâncias, por meio da ação de organismos, reações químicas ou mudanças de fases, sem deixá-las escapar da biosfera, constituindo ciclos chamados de biogeoquímicos (ROSA et al., 2003).

Os ciclos biogeoquímicos são processos naturais que reciclam os elementos químicos por diversos meios, transformando-os em variadas formas químicas e fazendo com que

percorram ciclos que unem os componentes vivos e não vivos da Terra. Podem ser entendidos ainda como o movimento de um determinado elemento químico através dos diferentes compartimentos do planeta: atmosfera, hidrosfera, litosfera e biosfera (ROSA et al., 2003).

Existem vários ciclos, mas um dos mais importantes, pela quantidade envolvida, é o do carbono. O carbono é o elemento base do qual se constituem todas as moléculas orgânicas e grande parte das inorgânicas. O seu ciclo se faz de extrema importância para o meio ambiente e suas interrelações, uma vez que a maioria do material que compõe o planeta Terra apresenta carbono em sua composição, sejam as massas sólidas (rochas, solos e seres vivos) ou fluidas (atmosfera e oceano) (ADUAN et al., 2004).

Um átomo de carbono é capaz de realizar quatro ligações químicas simultaneamente, permitindo, portanto, a formação de moléculas com diversas e complexas combinações. Contudo, na atmosfera terrestre ele se encontra em uma das suas formas mais simples, o gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ). Nesta forma, ele é movimentado naturalmente entre a atmosfera e os continentes e entre a atmosfera e os oceanos.

Segundo Cain et al. (2011) existem quatro reservatórios globais de carbono, são eles: a atmosfera, os oceanos, a superfície terrestre (solo e plantas) e os sedimentos e rochas. Dentre eles, o que estoca a maior quantidade de carbono é a combinação de sedimentos e rochas, contendo cerca de 99% do carbono global nas formas de minerais e compostos orgânicos. Porém, nesta situação o carbono é tomado e liberado ao longo de uma escala de tempo geológica.

Se considerado apenas o carbono ativo, os maiores reservatórios deste elemento encontram-se nos continentes, presente na superfície vegetada e nos solos. Os principais processos naturais envolvidos no movimento do  $\text{CO}_2$  entre os reservatórios continentais e a atmosfera são a fotossíntese e a respiração (ADUAN et al., 2004).

Os vegetais removem o  $\text{CO}_2$  da atmosfera por meio da fotossíntese, que é um processo bioquímico onde o  $\text{CO}_2$  é capturado do ar, o carbono passa a incorporar à massa vegetal e o oxigênio ( $\text{O}_2$ ) é liberado na atmosfera. Da mesma forma, as bactérias a partir da captura do  $\text{CO}_2$ , realizam a quimiossíntese, produzindo substâncias orgânicas, tais como os carboidratos, proteínas, lipídeos e ceras.

Depois de incorporado às plantas, o carbono pode retornar à forma de  $\text{CO}_2$  por meio da respiração vegetal ou decomposição, existindo ainda a possibilidade de ser incorporado

pelos animais superiores via cadeia alimentar. Na sequência da cadeia alimentar, as possibilidades são as mesmas, ou seja, o carbono vai retornar a forma de CO<sub>2</sub> por respiração animal, decomposição ou será novamente repassado para nutrição de espécies superiores.

Com os oceanos a atividade do carbono consiste na dissolução do CO<sub>2</sub> em água devido ao gradiente de concentração entre a atmosfera e o oceano, e que através de um conjunto de reações químicas, pode resultar na formação de esqueletos e carapaças de organismos como conchas, cascas, ou ainda, na formação e dissolução de rochas e sedimentos (ROCHA et al., 2009).

O desenvolvimento industrial e agrícola decorrentes do crescimento e desenvolvimento da população humana ao longo dos últimos séculos, tem resultado no desequilíbrio das concentrações do carbono nessas diferentes esferas. As atividades antropogênicas interferem globalmente no ciclo do carbono, quando realizam mudanças no uso da terra para o desenvolvimento agrícola (desmatamentos e queimadas, por exemplo) e promovem a queima de combustíveis fósseis, adicionando quantidades significativas de CO<sub>2</sub> na atmosfera (CAIN et al., 2011).

Assim como o carbono, o nitrogênio é um elemento essencial para os processos biológicos dos seres vivos, uma vez que faz parte da constituição das proteínas, enzimas e outros constituintes celulares, além de ser um dos fatores limitantes da produção primária aquática e terrestre. Os ciclos destes dois elementos estão intimamente ligados por meio dos processos naturais da fotossíntese e decomposição (CAIN et al., 2011).

Grande parte o nitrogênio existente na litosfera está distribuído nas rochas, no fundo dos oceanos e nos sedimentos. Já na atmosfera, na forma gasosa, seu estoque chega a representar, aproximadamente, um milhão de vezes o nitrogênio contido nos organismos vivos (VIEIRA, 2017).

Apesar de abundante, a maior parte do nitrogênio encontra-se na forma de nitrogênio molecular (N<sub>2</sub>) que é quimicamente muito estável e não pode ser usado pela maioria dos seres vivos. Apenas descargas elétricas, como os raios, e algumas bactérias têm a capacidade de quebrar a estabilidade das moléculas de nitrogênio da atmosfera e transformá-lo em uma forma química reativa e utilizável. Esta fixação de nitrogênio pelas bactérias, pelos oceanos e, principalmente, a decomposição, constituem as principais fontes naturais deste elemento na natureza (ROCHA et al., 2009).

Por meio de complexos conjuntos de reações físicas, químicas e biológicas, o nitrogênio é constantemente transformado, passando por diferentes formas dentro do seu ciclo biogeoquímico, desde sua forma mais reduzida (amônio,  $\text{NH}_4^+$ ) até a mais oxidada (nitrato,  $\text{NO}_3^-$ ) (VIEIRA, 2017).

Repetidamente, atividades antropogênicas têm alterado o ciclo deste elemento por meio da introdução proposital de grandes quantidades de nitrogênio reativo, uma vez que o nitrogênio é um dos principais componentes dos adubos utilizados para as atividades agrícolas e também, muitas vezes, é lançado à atmosfera ao longo de processos industriais. Além de produzi-lo também, de forma não intencional durante os processos de combustão (ROCHA et al., 2009).

## **2.4 O semiárido brasileiro**

O nordeste do Brasil abrange uma área de 1,54 milhões de  $\text{km}^2$ , correspondente a 18% do território nacional e abriga 28% da população brasileira. É no Nordeste que se localiza a região semiárida do país com uma extensão territorial de 970 mil  $\text{km}^2$ , onde residem cerca de 28 milhões de habitantes, e devido a isso, considerada a região semiárida mais populosa do mundo (GIONGO et al., 2011).

Uma das principais características do semiárido é a variabilidade da precipitação pluvial. De modo geral, apresenta duas estações ao longo do ano: uma mais úmida com duração aproximada de 4 meses e outra seca durante o restante do ano. A faixa de temperatura média anual é de  $25^\circ\text{C}$  a  $31^\circ\text{C}$ , sendo junho e julho os meses menos quentes. A precipitação média varia entre 300 e 800 mm anuais, enquanto a evapotranspiração pode chegar a 2.700 mm anuais (ARAÚJO FILHO, 2013).

A região abrange partes de nove estados do Brasil, são eles: Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Alagoas, Sergipe, Bahia e Minas Gerais. Cerca de 87% do seu território é constituído por vegetação do tipo Caatinga, considerado um bioma tipicamente brasileiro e que apresenta um verdadeiro complexo vegetativo (GIONGO et al., 2011).

Composta por florestas arbóreas e arbustivas, a Caatinga compreende árvores e arbustos baixos, em sua maioria com características xerofíticas, espinhos e microfilia (GIONGO et al., 2011), possuindo ainda, seus comportamentos fisiológico e fenológico

adaptáveis às condições adversas de clima, permitindo que seus recursos naturais sejam utilizados por parte da população local como fonte de sobrevivência (TROVÃO et al., 2007).

Entretanto, apesar de ser considerada bastante resiliente, a região semiárida e especialmente o bioma caatinga vêm sofrendo um intenso processo de degradação por ações antrópicas, principalmente pela exploração inadequada de seus recursos físicos e biológicos, a exemplo das atividades agropastoris extensivas, superpastejo, extrativismo predatório, substituição da vegetação nativa por culturas irrigadas ou sazonais, associados ao manejo inadequado do solo e da água (SOUZA et al., 2015). Estima-se que cerca de 70% da caatinga já se encontram alterados pelo homem (MORAIS, 2017).

Essas alterações do ambiente natural do semiárido, ocasionadas pela mudança do uso da terra, associadas ao seu uso contínuo e à retirada de fitomassa de forma desordenada, refletem em alterações nos ciclos biogeoquímicos dos nutrientes, principalmente do C e N, elementos importantes na dinâmica dos ecossistemas e que se encontram associados às mudanças climáticas (GIONGO et al., 2011).

Diante deste cenário, diversos estudos vêm sendo realizados no semiárido tropical brasileiro, visando relacionar os balanços de C e N em áreas de vegetação nativa e antropizadas, especialmente aquelas predominantes na região, tais quais as áreas exploradas pela pecuária, agricultura de sequeiro e agricultura irrigada.

Giongo et al. (2011) afirmam que o uso indiscriminado dos recursos, seja através da supressão da vegetação em grandes extensões para a conversão em áreas de agricultura e pecuária, seja pela prática de queimadas, da extração de lenha sem planejamento ou da abertura de áreas para mineração, tem efeitos negativos sobre a estabilidade e a capacidade regenerativa dos solos e da vegetação, prejudicando a regeneração natural e dificultando a permeabilidade dos solos. Pela característica da semiaridez a capacidade de suporte de biomassa do semiárido tropical brasileiro é menor quando comparada às regiões úmidas tropicais ou temperadas.

Estudos realizados por Moraes et al. (2017) no município de Petrolina/PE, ao longo de 2 anos, apontam que a assimilação total de C e o sequestro de carbono foram superiores nas áreas de caatinga mais preservadas, quando comparadas com as áreas onde há influência de atividades antrópicas.

Para Sampaio e Costa (2011) é difícil, com as informações atualmente disponíveis, fechar um balanço entre perdas e ganhos de C no semiárido. Os maiores fluxos dependem da derrubada e queima da caatinga para a formação de roçados e pastos e da regeneração da vegetação nativa em áreas nas quais estas atividades foram descontinuadas. Os dois processos têm ocorrido simultaneamente ao longo da colonização e exploração da região. A direção do balanço, ganho ou perda, é dada por qual deles predomine.

Neste contexto, o artigo 4º da Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), instituída pela Lei Federal nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009 como resultado do compromisso de redução das emissões de GEE assumido junto à ONU, prevê fortalecer as práticas que funcionam como sumidouros de GEE dentro do território nacional, bem como a conservação e recuperação de recursos ambientais, em especial os grandes biomas naturais (BRASIL, 2009). Sendo assim, reforça-se a importância de conhecer e entender os fluxos, estoques e ralos de C em um bioma exclusivamente brasileiro e vulnerável como a Caatinga, acreditando que, se colocadas em prática, as reduções das emissões de GEE neste ambiente, podem garantir a manutenção deste ecossistema frente às oscilações climáticas dos últimos tempos (MARENGO, 2008; ALVES e DINIZ, 2009; ANGELOTTI et al., 2011; BARROS, 2011).

## **2.5 Reúso de esgoto doméstico tratado na agricultura**

A escassez hídrica tem atingindo milhares de pessoas por todo o mundo devido à quantidade e à qualidade dos recursos hídricos terem se esgotado, tanto em países onde o crescimento demográfico ocorre de forma desordenada, como em nações mais pobres e locais desfavorecidos na disponibilidade de recursos naturais. A tendência, com o decorrer dos anos, é que haja um grande crescimento na população mundial e que a quantidade de indivíduos que sofrerão com a escassez de água aumente substancialmente (TOSETTO, 2005; SABESP, 2015).

Mesmo estando localizado num continente privilegiado, que possui o maior volume hídrico do mundo, o Brasil sofre com a escassez hídrica. A urbanização e industrialização crescentes geraram um problema de oferta e demanda de recursos hídricos. A cultura do desperdício é praticada tanto por parte da população quanto pelas indústrias. Poucos são os casos de preocupação e conscientização quanto à preservação dos recursos naturais e desenvolvimento sustentável, relacionados, por exemplo, ao tratamento de esgotos antes de despejá-los (OENNING JR, 2006).

Atualmente, medidas estão sendo tomadas para que a água seja mais bem utilizada, a fim de garantir o abastecimento para as atividades humanas e industriais. Uma das soluções mais viáveis é a adoção de estratégias que acarretem na redução da demanda por meio do consumo racional deste recurso. Neste aspecto, uma das propostas é o reúso de águas residuais, uma prática que já vem sendo adotada em vários países (ALMEIDA, 2011).

A água residuária que se encontra dentro dos padrões mínimos exigidos para utilização é chamada de água de reúso. Segundo Mehnert (2003), o lançamento desta água ao solo é uma das práticas mais antigas realizadas pelo homem. Há relatos de sua utilização na Grécia Antiga, com a disposição de esgotos e utilização para irrigação.

O reúso trata-se do processo de utilização da água, por mais de uma vez, tratada ou não, para o mesmo ou outro fim. A água de reúso tratada é produzida dentro de estações de tratamento e pode ser utilizada para inúmeros fins, tais como: geração de energia, refrigeração de equipamentos, lavagem de pisos e ruas, irrigação de áreas verdes, lavagem de carros, em diversos processos industriais, entre outros (CHEIS, 2013).

Ao longo de sua vida, o homem produz uma série de resíduos provenientes de suas atividades diárias. Parte destes resíduos pode ser chamada de efluentes, existindo atualmente dois tipos deles: os domésticos e os industriais. Todas as substâncias líquidas ou gasosas geradas em processos industriais ou oriundas de esgotos domésticos são denominadas efluentes (CHEIS, 2013).

Geralmente, a composição básica dos efluentes domésticos é de 99,9% de água e 0,1% de sólidos, sendo eles sólidos suspensos, sólidos dissolvidos, matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos, como vírus, bactérias, protozoários e helmintos (CHEIS, 2013).

Durante as etapas do tratamento de águas residuárias, diversas técnicas são utilizadas visando à remoção de resíduos e matéria orgânica. Dentre elas, podem ser citados os processos físicos, como: peneiramento, sedimentação e flotação; os processos biológicos, nos quais a remoção é efetuada por reações bioquímicas, realizadas por microrganismos; e também os processos físico-químicos, como a coagulação, floculação, decantação, filtração, adsorção por carvão, calagem e osmose reversa (ALMEIDA, 2011).

Segundo Feinerman e Tsur (2014), apesar da resistência e desconfiança de muitos, a disposição de efluente tratado no solo para fins de irrigação tem sido uma alternativa de baixo custo e ambientalmente correta para a disposição deste subproduto. Bertoncini (2008) afirma

que o poder depurador do solo é muito maior que o poder depurador das águas, funcionando como um filtro, além de promover a decomposição da matéria orgânica ainda presente em efluentes tratados.

Em alguns países o reaproveitamento agrícola de efluentes domésticos é uma realidade bastante presente, a exemplo de Israel que apresenta 65% do efluente sanitário tratado utilizado para este fim (Capra & Sciclone, 2004). Segundo Bastos (2003), no México, cerca de 45 m<sup>3</sup>/s de esgoto são produzidos na Cidade do México e, após misturados à água pluvial, são conduzidos por canais de longa distância para serem utilizados na irrigação de aproximados 80.000 hectares cultivados com cereais e forragens. Nos EUA os efluentes são utilizados na irrigação desde 1912, nas formas de esgoto bruto, efluente primário e, mais recentemente, de efluente secundário, apresentando normas bem estabelecidas que definem método, qualidade da água e os tipos de culturas que podem ser irrigadas, entre outros aspectos (ABES, 2015).

No Brasil, o uso agrícola dos efluentes tratados limita-se, praticamente, à sistemas pilotos e pesquisas científicas. Não só no Brasil, mas em outros países, podem ser citados alguns entraves políticos e técnicos que limitam a expansão desta atividade, tais como: a falta de tratamento dos efluentes como parte do saneamento básico; falta de estudos que subsidiem a construção de legislação regulamentando esta prática; elevado custo de investimento inicial em sistemas de tratamento e distribuição; a mistura de esgoto doméstico e industrial na mesma rede coletora; entre outros (Costanzi, 2008).

Marinho et al. (2013) afirmam que apesar de não ser uma prática isenta de riscos, principalmente devido à persistência de determinados constituintes após o tratamento do efluente, como por exemplo, organismos patógenos e o sódio, se o manejo do reúso de efluente tratado na irrigação ocorrer de forma controlada e conhecida, irá proporcionar benefícios econômicos devido à economia de fertilizantes minerais e obtenção de alta produção vegetal por ser rico em nutrientes.

No aspecto ambiental, é fato que a disposição deste subproduto no sistema solo-planta constitui uma das alternativas mais fáceis para mitigar a problemática emergente de escassez de água (Feinerman e Tsur, 2014), sendo utilizado como fonte de água e nutrientes para o sistema, refletindo ainda na exclusão do impacto negativo que causaria se fosse lançado em sua forma bruta diretamente na natureza.

Conjuntamente aos benefícios já consolidados relacionados ao uso de efluente tratado para fins de irrigação, destaca-se que, por apresentar uma elevada carga de material orgânico em sua composição, associa-se também como benefício desta prática a capacidade de retenção de nutrientes no perfil do solo, em especial o C e o N, desde que ocorra um manejo adequado, caracterizando o mecanismo de sequestro do C que antes se apresentava livre para trocas com a atmosfera. Presume-se, portanto, que esta prática seja uma importante aliada na redução da emissão de GEE na atmosfera (CARVALHO et al., 2010).

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1 Caracterização das áreas de estudo**

A pesquisa foi desenvolvida no município de Santana do Seridó, situado na área Centro-Sul do estado do Rio Grande do Norte e inserido na Mesorregião Central Potiguar. O município se estende por aproximados 188,4 km<sup>2</sup>, contando com 2.526 habitantes e densidade demográfica de 13,41 hab./km<sup>2</sup>, segundo o censo do IBGE em 2010.

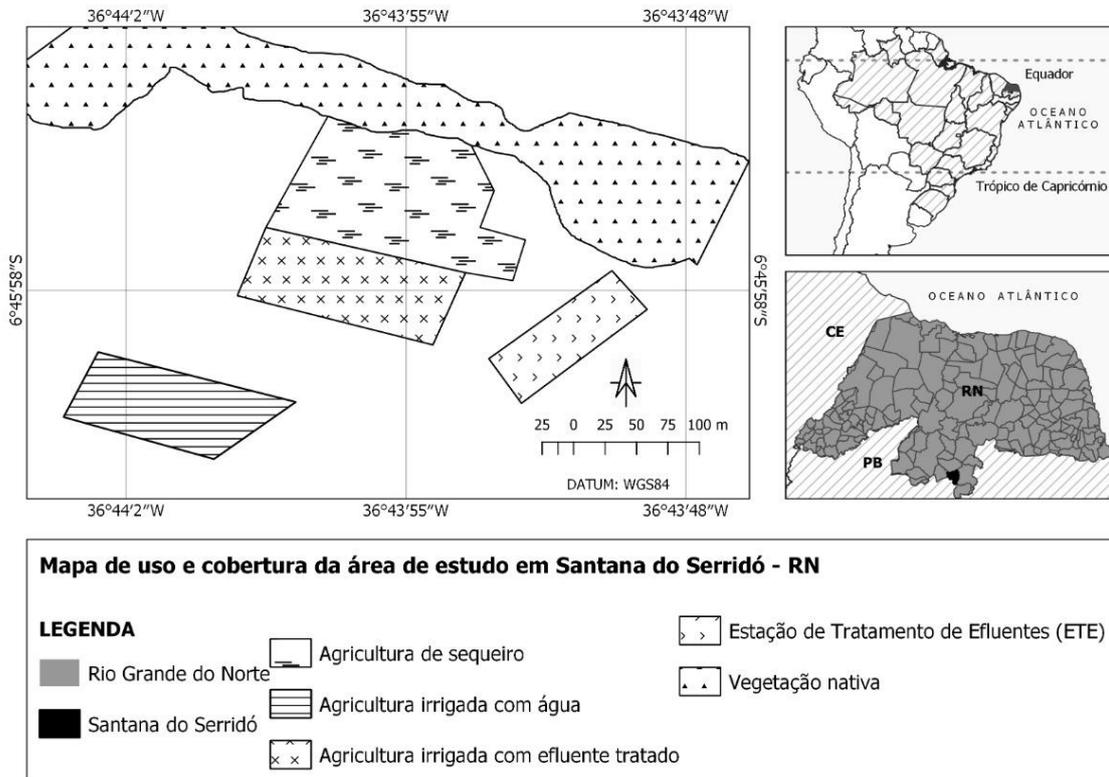
Cercado pelos municípios de São José do Sabugi, Parelhas e Equador, Santana do Seridó tem altitude média de 314 metros e apresenta as seguintes coordenadas geográficas: Latitude: 6° 45' 58" Sul, Longitude: 36° 44' 0" Oeste. É caracterizado pelo bioma Caatinga, de clima semiárido, classificado como Bsh segundo Köppen e Geiger, apresentando secas prolongadas, baixa pluviosidade, com média anual de 559mm, e baixo potencial hidrológico.

O município apresenta 96% de seu território saneado com todo o efluente doméstico coletado e conduzido para a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da cidade, que trata cerca de 270 mil litros de esgoto diariamente por meio de um processo biológico e filtragem. Santana do Seridó conta ainda com o Projeto Palmas para Santana, cuja premissa é utilizar o efluente doméstico tratado para irrigação da palma forrageira. O projeto conta com uma área piloto de aproximadamente 1 ha.

Para atingir os objetivos desejados foram estudadas as características químicas e físicas do solo em quatro áreas distintas e com diferentes manejos. São elas:

- Vegetação nativa de caatinga (6°45'56.2"S 36°43'49.9"W)
- Agricultura de palma irrigada com efluente tratado (6°45'56.9"S 36°43'55.7"W)
- Agricultura de tomate em regime de sequeiro (6°45'56.1"S 36°43'54.7"W)
- Agricultura de tomate irrigada com água superficial (6°46'01.4"S 36°44'00.7"W)

**Figura 1 - Mapa de uso e cobertura do solo da área de estudo.**



As áreas antropizadas em questão, situadas na Figura 1, utilizam estes manejos há cerca de 4 anos (considerando a data de coleta das amostras). Com exceção da área de caatinga (Figura 2), tiveram sua vegetação nativa desmatadas para que pudessem ser utilizadas para atividades agrícolas.

No cultivo de palma irrigada por gotejamento com EET (Figura 4), verificou-se que foram utilizados adubo de fundação no início do Projeto Palmas para Santana com adição de esterco animal a cada seis meses. A premissa do projeto é viabilizar a produção de palma durante todo o ano para alimentação do gado, inclusive nos períodos mais secos, o que significa que a biomassa gerada no cultivo é toda coletada e retirada da área.

Nas áreas de cultivo de tomate, tanto irrigado (Figura 3) como de sequeiro (Figura 5), respectivamente com área de 1ha e 2ha, não foram relatadas adições de fertilizantes ao longo do processo produtivo. Destaca-se que nestas áreas existem resíduos vegetais incorporados ao solo após as colheitas, porém em pequena quantidade segundo os responsáveis. Os dois

cultivos se diferenciam entre si por um ser irrigado por gotejamento com água superficial, viabilizando sua produção em qualquer período do ano, e o outro por ser cultivado apenas nas épocas mais úmidas, deixando o solo em pousio durante o restante do ano.

**Figura 2 - Área de Vegetação nativa de caatinga em Santana do Seridó/RN.**



Fonte: autor.

**Figura 3 - Área de agricultura de tomate irrigada com água superficial em Santana do Seridó/RN.**



Fonte: autor.

**Figura 4 - Área de agricultura de palma forrageira irrigada com EET em Santana do Seridó/RN.**



Fonte: autor.

**Figura 5 - Área de agricultura de tomate em regime de sequeiro em Santana do Seridó/RN.**



Fonte: autor.

### **3.2 Classificação do solo e coleta de amostras**

O solo foi classificado como Planossolo, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) e de acordo com a classificação vigente (EMBRAPA, 2013). A classificação se deu a partir da análise morfológica do perfil do solo, conforme pode ser visualizada na Figura 6.

**Figura 6 - Perfil do Planossolo da área de estudo em Santana do Seridó/RN.**



Fonte: autor.

Segundo a EMBRAPA 2013, os Planossolos são considerados solos medianamente desenvolvidos, rasos a pouco profundos, que possuem um horizonte B bastante argiloso, com uma transição textural abrupta entre os horizontes A e B. Essa transição abrupta resulta numa grande deficiência de drenagem. Bastante susceptíveis à erosão, possuem média fertilidade natural, sendo ácidos na superfície e neutros na subsuperfície. Grande parte desses solos possui alta saturação por sódio, conferindo-lhes característica de solos sódicos ou solódicos.

Ao todo, foram coletadas 32 amostras de solo em outubro de 2018 para realização dos estudos (Figura 7). Foram escolhidos 4 pontos representativos dentro de cada área avaliada, onde foram recolhidas as amostras de solo em duas diferentes profundidades (0-10cm e 10-20cm), resultando em 8 amostras para cada área.

Paralelamente, foi utilizado o método do anel volumétrico descrito em EMBRAPA (1997) para coletar amostras indeformadas (Imagem 8), a fim de permitir a determinação da densidade dos solos em estudo. Para isto, foram coletadas 6 amostras por área, sendo 3 repetições na profundidade de 0-10cm e outras 3 na profundidade 10-20cm.

Todas as amostras de solo coletadas em campo foram acondicionadas em sacos plásticos, devidamente etiquetadas e encaminhadas ao laboratório de Fertilidade do Solo da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) para processamento e análise.

**Figura 7 – Coleta de amostras de solo na área de agricultura de palma forrageira irrigada com EET em Santana do Seridó/RN.**



Fonte: autor.

**Figura 8 - Coleta de amostras de solo pelo método do anel volumétrico na área de agricultura de tomate**

**irrigada com água superficial em Santana do Seridó/RN.**



Fonte:

autor.

Foram coletadas uma amostra de 1,5 litros de água potável e outra de 1,5 litros de EET, retiradas diretamente dos respectivos sistemas de irrigação. Ambas armazenadas em garrafas plásticas limpas e secas, encaminhadas ao laboratório de Fertilidade do Solo da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e armazenadas em geladeira.

### **3.3 Caracterização física do solo**

As amostras indeformadas de solo foram colocadas para secar em estufa de ventilação forçada, a 105°C por 72 horas, para posterior determinação da massa do solo seco conforme metodologia da EMBRAPA (1999). Após determinada a massa de solo seco, a densidade do solo foi então calculada, utilizando a equação:

$$Ds = \frac{ms}{v}$$

(1)

Onde:

$Ds$  = densidade do solo ( $\text{g cm}^{-3}$ );

$ms$  = massa do solo seco em estufa à 105°C por 72 horas (g); e

$v$  = volume do cilindro utilizado na amostragem do solo indeformado ( $\text{cm}^3$ ).

A análise granulométrica também conhecida como textura das amostras foi realizada pelo método da pipeta, estabelecido pela EMBRAPA (2012). O método consiste em quebrar os agregados do solo e liberar as partículas isoladas em suspensão, por meio de uma combinação de energia mecânica e química, formando uma suspensão estabilizada para posterior quantificação das diferentes frações do solo: a areia, o silte e argila.

Para isto, inicialmente as amostras foram destorroadas, secas ao ar em temperatura ambiente e posteriormente passadas em peneira de malha de diâmetro de 2,00 mm, para obter a Terra Fina Seca ao Ar (TFSA). Na sequência, utilizou-se a solução de hidróxido de sódio  $1 \text{ mol L}^{-1}$  para servir como dispersante químico e fez-se uso de 20g de TFSA de cada amostra para agitação em Agitador tipo Wagner por 16 horas a 50 rpm (Figura 9).

Com uma peneira de malha 0,053 mm apoiada em um cilindro de sedimentação, as amostras foram peneiradas e lavadas com água deionizada até transferir todo o seu conteúdo e atingir o volume final de 1000 mL no cilindro. A areia retida na peneira foi transferida para uma lata de alumínio (previamente seca, identificada e pesada), para então ser levada para secagem na estufa a  $105^{\circ}\text{C}$ , por 24h. Resultando no valor do peso da areia total de cada amostra.

**Figura 9 - Agitação de solução em Agitador tipo Wagner no laboratório de fertilidade do solo/UFPE.**



Fonte: autor.

**Figura 10 - Coleta de silte+argila das amostras de solo no laboratório de fertilidade do solo/UFPE.**



Fonte: autor.

Na quantificação das frações Silte e Argila, procedeu-se a agitação da suspensão dentro dos cilindros de cada amostra (dispersão mecânica), inclusive de uma prova em branco, utilizando um bastão com tampa de borracha durante cerca de 60s. Imediatamente após a agitação foram coletadas 25mL da suspensão silte + argila com o auxílio de uma pipeta na profundidade de 5 cm (Figura 10). O material coletado também foi transferido para uma

lata de alumínio (previamente seca, identificada e pesada) para ser seca na estufa a 105°C, por 24h.

Após aguardar o tempo de sedimentação da fração silte, conforme EMBRAPA (2012), foram pipetados, então, 25 mL da suspensão de argila que passaram pelo mesmo processo de secagem em estufa já descrito. Os resultados da secagem foram então pesados, permitindo quantificar a massa das frações silte e argila para cada amostra.

Conhecendo os teores das frações Areia, Silte e Argila foi possível realizar a classificação textural das amostras de solo através do emprego dos triângulos texturais (KLEIN, 2014).

### **3.4 Caracterização química do solo**

A caracterização química das amostras de solo consistiu em quantificar os teores de Carbono Orgânico Total (COT), Nitrogênio Total (N), Sódio (Na), Potássio (K), Fósforo (P), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e pH.

#### **3.4.1 Quantificação de COT**

Para quantificar os teores de COT no solo utilizou-se a metodologia por oxidação úmida (YEOMANS & BREMNER, 1988). Nesse método, o C do solo é oxidado com dicromato de potássio e ácido sulfúrico, e, para otimizar esse processo, utiliza-se uma fonte externa de calor, a fim de assegurar que  $\cong 100\%$  do carbono da amostra seja oxidado.

Para isso, foi utilizado aproximadamente 0,4 g de solo de cada amostra colocado em tubos de digestão juntamente com 5 mL da solução de dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$  0,167 mol L<sup>-1</sup>) e 7,5 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado. Essa mistura foi levada ao bloco digestor aquecido à temperatura de 170°C e mantidos nessa temperatura por 30 minutos.

Com o auxílio da solução indicadora de ferrou, as amostras, após serem retiradas do bloco digestor, foram tituladas com a solução de sulfato ferroso amoniacal ( $H_8FeN_2O_8S_2 \cdot 6H_2O$  0,2 mol/L), onde o ponto de viragem da titulação foi nítido, passando de verde para violeta-escuro.

Nas mesmas condições foram feitos 6 brancos controles (5,0 mL de  $K_2Cr_2O_7$  0,167 mol  $L^{-1}$  + 7,5 mL de  $H_2SO_4$  concentrado). Três destes brancos foram levados para a digestão junto com as amostras, e os outros três permaneceram sem aquecimento, em temperatura ambiente. Este branco controle não aquecido foi utilizado para o cálculo do total de dicromato perdido no aquecimento na ausência da amostra.

O teor de carbono orgânico foi calculado com base no volume da solução de sulfato ferroso amoniacal 0,2 mol  $L^{-1}$  gasto na titulação da amostra do branco aquecido ( $V_{ba}$ ) e do branco não aquecido ( $V_{bn}$ ), conforme as equações:

$$A = \frac{(V_{ba}-V_{am})(V_{bn}-V_{ba})}{V_{bn}} + (V_{ba} - V_{am})$$

(2)

$$CO = \frac{(A)(0,2)(3)(100)}{P}$$

(3)

Onde:

$A$  = volume de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação (mL);

$V_{ba}$  = volume de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação do branco controle com aquecimento (mL);

$V_{bn}$  = volume de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação do branco controle sem aquecimento (mL);

$V_{am}$  = volume de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra (mL).

$CO$  = Teor de Carbono Orgânico (dag  $Kg^{-1}$ );

0,2 = molaridade do Sulfato Ferroso (mol  $L^{-1}$ )

3 = peso equivalente do carbono;

100 = fator de conversão de unidade (mg  $mg^{-1}$  para dag  $kg^{-1}$ );

$P$  = peso da amostra (mg).

### 3.4.2 Quantificação de N total

A concentração de N total do solo foi determinada pelo método Kjeldahl (1883). Este método fundamenta-se na conversão do N orgânico contido na amostra à  $NH_4^+$  por meio de digestão sulfúrica, e a dosagem deste por meio da quantidade de  $NH_3$  liberado pela destilação

do digerido em meio alcalino. Assim o método processa-se em 3 etapas: a digestão sulfúrica, a destilação e a titulação.

No processo de digestão foram utilizados 250 mg das amostras de solo misturados à 5 mL de ácido sulfúrico concentrado e colocados em bloco digestor a 350°C por 30 minutos. Ao fim desse período, foram adicionados 0,5 mL de peróxido de hidrogênio, colocando novamente na placa aquecedora e deixando por mais 8 minutos, repetindo esse processo até clareamento (transparência) do líquido. Ao fim, deixou-se as amostras na placa aquecedora por mais 30 minutos a fim de eliminar o peróxido de hidrogênio restante. Com o material resultante desse processo diluído para 50 mL, deu-se início a etapa de destilação (Figura 11).

Para a destilação foi utilizada uma alíquota de 20 mL do extrato em tubos de digestão para serem acoplados ao destilador Kjeldahl e, também, do outro lado do destilador, colocados erlermeyers contendo 10 mL de solução de ácido bórico e indicador. Com a inserção de 10 mL de NaOH 13N diretamente no copo de entrada do destilador para serem misturados com o conteúdo do tubo de digestão, deixou-se o aparelho realizar o processo de destilação até que a solução de ácido bórico chegasse ao volume de  $\cong 50$  mL.

**Figura 11 – Destilação do extrato das amostras de solo no laboratório de fertilidade do solo/UFPE.**



Fonte: autor.

**Figura 12 – Titulação da amônia após destilação do extrato das amostras de solo no laboratório de fertilidade do solo/UFPE.**



Fonte:

autor.

O passo seguinte consistiu em titular a amônia com HCl 0,07143N até a mudança de cor verde para o rosa escuro (Figura 12).

### 3.4.3 Quantificações de Na e K

A metodologia utilizada para a determinações das concentrações do Na e K foi a fotometria de chama, realizada em fotômetro de chama (Figura 13).

O procedimento consistiu inicialmente na preparação do extrato das amostras utilizando o método descrito por Mehlich1, também conhecido como Carolina do Norte.

A massa de solo utilizada para a preparação do extrato das amostras foi de 5 g de TFSA misturados à 50 mL de solução extratora (8,60 mL de HCl concentrado e 1,38 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado diluídos em água deionizada) levando a mistura para agitar por 10 minutos no agitador horizontal (Figura 14). Após a agitação, deixou-se o material em repouso por 16 horas. No final deste período, o sobrenadante da mistura foi armazenado em recipiente de 50 mL, sendo este o extrato utilizado para as determinações de Na, K, P, Ca e Mg extraíveis das amostras.

**Figura 13 - Análise dos teores de Na e K em fotômetro de chama, no laboratório de fertilidade do solo/UFPE.**



Fonte: autor.

**Figura 14 - Agitação dos extratos das amostras pelo método Mehlich1, no laboratório de fertilidade do solo/UFPE.**



Fonte:

autor.

### 3.4.4 Quantificações de Ca e Mg

Para a determinação do Ca e Mg, os extratos das amostras foram conduzidos ao Laboratório de Serviços de Análises Ambientais (SEAMB) do Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste-CRCN, para determinação da concentração via absorção atômica (Figura 15).

**Figura 15 - Determinação dos teores de Ca e Mg via absorção atômica no CRCN.**



Fonte: autor.

#### 3.4.5 Quantificação de P

O fósforo foi determinado por colorimetria, por meio da leitura da intensidade da cor do complexo fosfomolibdico, produzido pela redução do molibdato com o ácido ascórbico (MURPHY & RYLEY, 1962).

Para aplicação deste método, foi necessário obter a curva padrão com as concentrações de 0,0; 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1,0 ppm de fósforo, a partir da solução de 5 ppm de fósforo.

Os procedimentos seguintes foram utilizar 6mL do extrato de cada amostra (os mesmos utilizados para a determinação de Na, K, Ca e Mg) que na sequência tiveram o pH corrigido com gotas de NaOH 15N e de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 2,5N, sob agitação constante e com o auxílio do indicador P-Nitrofenol. Foram colocados ainda 4 mL da solução resultante da mistura entre ácido Sulfúrico concentrado + Molibdato de Amônio + Tartarato de Potássio Antimônio + ácido ascórbico, diluídos em água deionizada. Após 40 minutos, as leituras das amostras e da curva foram realizadas no espectrofotômetro utilizando cubetas de 1 mL e com o comprimento de onda de 880nm.

#### 3.4.6 Determinação de pH

A determinação do pH das amostras foi realizado por medição eletroquímica direta da concentração efetiva de íons H<sup>+</sup> na solução do solo, por meio de eletrodo combinado, imerso em suspensão solo/água na proporção de 1:2,5.

### 3.4.7 Cálculo dos estoques de C e N

Os estoques totais de C e N para cada uma das profundidades de solo das áreas estudadas foram calculados de acordo com a seguinte equação (VELDKAMP, 1994):

$$\text{Estoque} = \frac{(T) (Ds) (e)}{10} \quad (4)$$

Onde:

Estoque = massa de C ou N por unidade de área em camada equivalente ( $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ );  
T = teor de C ou N total na profundidade amostrada ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ );  
Ds = densidade do solo da profundidade ( $\text{kg} \cdot \text{dm}^{-3}$ );  
e = espessura da camada considerada (cm).

### 3.4.8 Cálculo Razão de Adsorção de Sódio (RAS)

Com as concentrações de Na, Ca e Mg, a RAS foi determinada aplicando-se a seguinte equação:

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}}{\sqrt{\frac{\text{Ca} + \text{Mg}}{2}}} \quad (5)$$

Onde, todas as concentrações foram expressas em  $\text{mmol Kg}^{-1}$ .

## 3.5 Caracterização química das águas

A caracterização química das amostras de água consistiu em quantificar os teores de Carbono (C), Nitrogênio Total (N), Sódio (Na), Potássio (K), Fósforo (P), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e sólidos totais (fixos e voláteis).

### 3.5.1 Determinação de N, K, Na, P, Ca e Mg

As metodologias aplicadas para determinação de N, K, Na, P, Ca e Mg das amostras de água foram semelhantes às aplicadas para determinação destes diferentes elementos nos extratos do solo. As quantificações seguiram os passos semelhantes aos já citados nos itens

anteriores, substituindo os extratos do solo pelas amostras das águas coletadas, utilizando 3 repetições de cada.

### 3.5.2 Determinação de C

Para determinação do C utilizou-se o método Bartlett & Ross (1988), que estima a quantidade de carbono presente na amostra através da perda de cor, formada pelo complexo Mn(III)-pirofosfato, quando o Mn(III) torna-se reduzido pelo C orgânico na presença de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (Figura 16).

**Figura 16 - Determinação dos teores de C na água em espectrofotômetro, no laboratório de fertilidade do solo/UFPE.**



Fonte: autor.

### 3.5.3 Determinação de DQO

Para a determinação da DQO das amostras, responsável pela quantificação do oxigênio que é consumido pela matéria orgânica e inorgânica existente na água e oxidáveis por um agente químico oxidante forte, foi utilizado o dicromato de potássio em meio ácido. O valor obtido é uma indicação indireta do teor de matéria orgânica presente na água.

O método da DQO consistiu em oxidar as amostras (4 repetições de cada) com excesso de dicromato de potássio (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) a quente, em meio ácido sulfúrico e sulfato de prata como catalisador. Após duas horas no bloco digestor, titulou-se o dicromato de potássio residual com solução padronizada de sulfato ferroso amoniacal utilizando Ferroina como indicador. O resultado final do teste expressou a quantidade em mg de oxigênio equivalente,

proporcional ao  $K_2Cr_2O_7$  consumido para oxidação da matéria orgânica de um litro de amostra.

### 3.5.4 Determinação de Sólidos Totais (fixos e voláteis)

Para a quantificação de sólidos totais (fixos e voláteis) a metodologia se deu inicialmente na secagem de 100ml das amostras, realizando 3 repetições para água e 3 repetições para o efluente tratado, em cadinhos (previamente secos, identificados e pesados) colocados em estufa de ventilação forçada a uma temperatura de 105 °C até sua secagem total por 24h. Em seguida, o cadinho contendo a amostra seca, foi pesado e posteriormente levado à mufla a 550°C para calcinação por 01h e em seguida pesado.

Para os cálculos foram utilizadas as seguintes expressões:

$$ST = \frac{P_2 - P_1}{\text{vol.am.}} \times 1.000.000$$

(6)

$$SF = \frac{P_3 - P_1}{\text{vol.am.}} \times 1.000.000$$

(7)

$$SV = \text{Sólidos Totais} - \text{Sólidos Fixos}$$

(8)

Onde,

ST = Sólidos Totais ( $\text{mg L}^{-1}$ )-

SF = Sólidos Fixos ( $\text{mg L}^{-1}$ )

SV = Sólidos Voláteis ( $\text{mg L}^{-1}$ )

P1 = Tara da cápsula ( g )

P2 = Cápsula com amostra após secagem ( g )

P3 = Cápsula com amostra após calcinação ( g )

vol. am. = Volume da amostra ( mL )

### 3.6 Análise estatística dos dados

Com o objetivo de avaliar o comportamento dos sistemas, os resultados das variáveis de teor e estoque de COT e NT foram submetidos à análise de variância (ANOVA) seguida de

teste para comparação de médias (Tukey, 5 %). O programa estatístico utilizado para as análises foi o software Assistat 7.7 pt.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Caracterização física do solo

Mota et al. (2008) afirmam que os aspectos físicos determinam o comportamento do solo como um todo, e dentre as principais características estão a granulometria e a densidade do solo. A granulometria das amostras de solo coletadas nos diferentes usos não apresentou diferença significativa, indicando se tratar da mesma classe de solo (Tabela 1). A aplicação dos resultados encontrados em triângulo textural classifica o solo estudado, quanto a textura, como areia franca, verificando a predominância da fração areia. Solos arenosos têm sido relatados em diferentes locais do semiárido brasileiro, como nos trabalhos de Antunes et al. (2010), Fraga & Salcedo (2004), Maia et al. (2006/2007) e Oliveira et al. (2009), e também no mundo (TRAORÉ et al., 2015; WU et al., 2013).

**Tabela 1 - Teores de areia, silte e argila e valores de densidade em duas profundidades de solos sob diferentes usos em Santana do Seridó/RN.**

Uso da Terra	Granulometria (%)			Densidade do solo (g/cm <sup>3</sup> )
	Areia	Silte	Argila	
<b>Agricultura de palma irrigada com EET</b>				
0-10 cm	84,06 ±1,14	9,82 ±0,77	6,12 ±0,83	1,59 ±0,03
10-20 cm	82,85 ±1,75	9,60 ±1,63	7,56 ±1,00	1,69 ±0,04
<b>Agricultura de tomate irrigada com água superficial</b>				
0-10 cm	86,18 ±0,83	7,69 ±1,06	6,13 ±0,45	1,63 ±0,04
10-20 cm	84,85 ±1,37	8,10 ±1,11	7,05 ±2,39	1,67 ±0,05
<b>Agricultura de tomate em sequeiro</b>				
0-10 cm	83,52 ±2,63	10,52 ±1,55	5,96 ±1,18	1,55 ±0,04
10-20 cm	80,17 ±1,85	11,60 ±1,50	8,24 ±1,42	1,62 ±0,05
<b>Vegetação nativa (Caatinga)</b>				
0-10 cm	81,83 ±0,44	12,47 ±0,99	5,70 ±0,61	1,63 ±0,06
10-20 cm	81,05 ±0,74	13,63 ±1,22	5,32 ±0,80	1,65 ±0,03

Valores médios obtidos a partir de quatro repetições para granulometria e três repetições para densidade do solo ± Desvio Padrão. Fonte: Autor.

Solos com caráter textural mais arenoso possuem maior quantidade de macroporos e menos microporos, o que faz com que este tipo de solo seja drenado mais facilmente, ou seja,

sequecem mais rápido. Além dos aspectos físicos, existe influência da textura do solo sobre características químicas como teor de matéria orgânica e sua taxa de decomposição, capacidade de armazenamento de nutrientes e resistência à mudança de pH.

Destaca-se que a granulometria influencia na dinâmica do carbono nos solos. Gatto et al. (2010) verificaram que Latossolos com mais de 60% de argila estocavam mais carbono, em área de eucalipto. Isto ocorre devido às argilas serem capazes de formar complexos argilo-orgânicos, que são menos susceptíveis à decomposição, proporcionando maior proteção física ao carbono. Noellemeyer et al. (2006) na região semiárida dos pampas argentinos, encontraram correlação entre o conteúdo de argila+silte e o carbono orgânico do solo na camada de 0-6 cm.

Os Planossolos, classificação dada aos solos do presente estudo, tratam-se de uma classe que apresenta alta desargilização nas camadas superiores, acumulando argila em subsuperfície e normalmente tem uma mudança textural abrupta, com diferença acentuada de textura do horizonte A para o B. A eluviação de argilas nas camadas superiores acarreta um acúmulo da fração areia na superfície (Embrapa, 2013).

A densidade do solo por sua vez, é considerada um atributo que pode variar com as diferentes práticas de manejo e/ou com o tempo, devido a processos naturais de adensamento (MOTA, 2008). Porém, semelhante às granulometrias e apesar dos diferentes usos, não foi identificada diferença significativa entre os dados de densidade do solo para as áreas estudadas, inclusive para a área de caatinga (Tabela 1).

## **4.2 Caracterização química do solo**

### **4.2.1 Teores e estoques de carbono orgânico total e nitrogênio total no solo**

Na Tabela 2 são apresentados os teores de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio (N) para os diferentes usos de solo. Na camada de 0-10 cm, a vegetação nativa de caatinga apresentou maior teor de COT que as demais áreas utilizadas para agricultura. Resultados semelhantes foram encontrados em Planossolos no município de Jataúba-PE, onde em áreas conservadas as concentrações foram de 8,7 e 8,9 g kg<sup>-1</sup> C, nas profundidades de 0-14 e 0-17 cm, enquanto que em ambiente degradado foram de 5,6 e 3,6 g kg<sup>-1</sup> C nas profundidades de 0-9 e 0-20 cm, respectivamente (GALINDO et al., 2008).

**Tabela 2 – Teores de C e N do solo em duas profundidades de solos sob diferentes usos em Santana do Seridó/RN.**

Uso da Terra	COT		NT	
	(g.kg <sup>-1</sup> ) 0-10cm	(g.kg <sup>-1</sup> ) 10-20cm	(g.kg <sup>-1</sup> ) 0-10cm	(g.kg <sup>-1</sup> ) 10-20cm
<b>Agricultura de palma irrigada com EET</b>	3,71 ±1,11 <b>b</b>	2,54 ±0,90 a	1,08 ±0,26 <b>a</b>	0,98 ±0,22 a
<b>Agricultura de tomate irrigada com água superficial</b>	5,38 ±0,69 <b>ab</b>	3,67 ±0,25 a	1,00 ±0,21 <b>a</b>	1,03 ±0,23 a
<b>Agricultura de tomate em sequeiro</b>	5,45 ±1,37 <b>ab</b>	4,41 ±0,64 a	0,85 ±0,11 <b>a</b>	1,05 ±0,18 a
<b>Vegetação nativa (Caatinga)</b>	9,70 ±3,07 <b>a</b>	3,31 ±1,05 a	0,98 ±0,63 <b>a</b>	1,58 ±0,65 a

Valores médios obtidos a partir de quatro repetições ± Desvio Padrão. As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si, considerando a mesma profundidade do solo. Fonte: Autor.

Na caatinga, os teores de COT decresceram substancialmente com o aumento da profundidade. Esse comportamento é típico de situação sob vegetação nativa, pois o grande aporte de resíduos vegetais na superfície do solo promove a decomposição lenta e gradual, a qual garante a constante incorporação de material orgânico no solo. Contudo, a situação contrária foi verificada para os teores de NT, o que provavelmente se deve ao tipo de resíduo vegetal incorporado (Tabela 2). Segundo Severino et al. (2004), por se tratar de vegetação de Caatinga, o aporte de resíduos é pobre em N, pois, nas condições do semiárido, a ausência de umidade ocasiona menor atividade microbiana na superfície do solo (XAVIER et al., 2006). Da mesma forma, o maior conteúdo de C na camada superficial do solo pode estar relacionado à quase ausência de atividade microbiológica, ocorrendo a incorporação dos compostos mais recalcitrantes de C por meio de degradação física e química do resíduo vegetal depositado (FRANZLUEBBERS et al., 1996).

Apesar de elevado, o teor de COT pode não ser incorporado às frações minerais do solo, tornando-se constantemente dependente do aporte de resíduos para sua manutenção, uma vez que durante o período de estiagem haveria aumento no teor do elemento no solo, enquanto no período com chuvas, com atividade da microbiota, ocorreria a decomposição desses resíduos e a mineralização do C. Neste contexto, seriam justificáveis os baixos teores de COT e NT nos solos de agricultura estudados (Tabela 2), uma vez que nas áreas de cultivo estudadas, especialmente de palma, há pouca ou nenhuma reposição dos resíduos vegetais da cultura.

De encontro ao esperado, as concentrações totais de carbono do solo irrigado com EET foi significativamente abaixo das demais áreas estudadas na profundidade de 0-10cm,

porém, tendendo a um equilíbrio entre as áreas com o aumento da profundidade. Resultado semelhante foi descrito por Leuther et al. (2019) em um estudo realizado em Israel sob condições parecidas, onde, em um solo franco argilo-arenoso, encontrou-se que as concentrações totais de carbono e nitrogênio das amostras de um solo sem irrigação foram significativamente maiores em comparação com o solo irrigado com efluente tratado na profundidade 0-20cm, sendo os valores de carbono 1,74 e 0,83 g100 g<sup>-1</sup> e nitrogênio 0,17 e 0,10 g100 g<sup>-1</sup>, respectivamente. O autor atribui estes resultados ao aporte de resíduos orgânicos das árvores presentes na área não irrigada, não identificando a influência da qualidade da água de irrigação nas concentrações de C e N no solo.

Ainda na Tabela 2, verifica-se que os teores de COT e NT nas duas situações de cultivo de tomate (irrigada e sequeiro) não apresentam variação significativa entre si, ocorrendo um pequeno decréscimo do teor de COT e acréscimo de NT com o aumento da profundidade. Portanto, pode-se inferir que os teores encontrados seriam aqueles ligados aos complexos organominerais da fração argila, protegido no interior dos agregados do solo, não ocorrendo neste caso, interferência da irrigação ou ainda da cobertura do solo, sob os conteúdos de C e N.

Os resultados encontrados para a presença de C nos solos reforçam o que Oliveira et al. (2008) verificaram em sua pesquisa, identificando que as camadas superficiais do solo são mais sensíveis às variações no C, devido à ação dos microrganismos na MOS. Já Assis et al. (2006) sustentam que os teores de C tendem a diminuir com o cultivo do solo quando comparado à vegetação nativa e Machado (2005) salienta que os teores de C superficiais tendem a diminuir, havendo pouca alteração em profundidades maiores.

A variação nos teores de COT é causada pela falta de balanço entre a taxa de adição e de decomposição (MACHADO, 2005). Em condições naturais, o solo está em equilíbrio dinâmico por apresentar uma cobertura vegetal nativa e um equilíbrio entre as taxas de adição e perda de C. O uso do solo para fins agrícolas rompe esse equilíbrio, reduzindo os teores de C no solo, especialmente quando há revolvimento e eliminação de sua cobertura, dentre outros fatores, provocando a diminuição da proteção física da Matéria Orgânica (M.O.) do solo (MURAGE et al., 2007).

A maior relação C:N foi encontrada nos solos de Caatinga, certamente devido ao maior aporte de resíduos vegetais no solo, ao passo que a menor relação C:N foi encontrada no solo irrigado com EET (Tabela 3). Jordan (1997) explica que, quanto mais baixa a relação

C:N, maior será o processo de decomposição do material orgânico. Fonseca (2001), estudando a disponibilidade de N e as alterações nas características químicas do solo do milho irrigado com efluente tratado, constatou a rápida mineralização da matéria orgânica, isso pode explicar o fato da área irrigada com EET apresentar os menores valores de C:N quando comparado aos demais.

**Tabela 3 - Relação C:N e teores de M.O. em duas profundidades de solos sob diferentes usos em Santana do Seridó/RN.**

Uso da Terra	C:N (g.kg <sup>-1</sup> )		M.O. (g.kg <sup>-1</sup> )	
	0-10cm	10-20cm	0-10cm	10-20cm
<b>Agricultura de palma irrigada com EET</b>	3,52 ±0,83 a	2,60 ±0,76 a	6,38 ±1,90	4,36 ±1,54
<b>Agricultura de tomate irrigada com água superficial</b>	5,52 ±0,80 a	3,76 ±0,84 a	9,25 ±1,20	6,30 ±0,42
<b>Agricultura de tomate em sequeiro</b>	6,55 ±1,91 a	4,29 ±0,77 a	9,37 ±2,35	7,58 ±1,10
<b>Vegetação nativa (Caatinga)</b>	13,28 ±7,95 a	2,59 ±1,36 a	16,69 ±5,29	5,70 ±1,81

Valores médios de C:N obtidos a partir do cálculo para 4 repetições dos teores de C e N ± Desvio Padrão. As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si, considerando a mesma profundidade do solo. O Valor estimado de M.O. a partir da quantidade de C existente nas amostras (teor de C x 1,72). Fonte: Autor.

Nota-se que o tratamento em que se utilizou EET para a irrigação apresentou teores de matéria orgânica menores que o tratamento com água superficial. Como dito, é provável que a menor relação C:N tenha favorecido à rápida mineralização, resultando na diminuição dos teores de matéria orgânica deste tratamento. Feigin et al. (1991) comentam que como a relação C:N típica de efluentes secundários domésticos é próxima a cinco ou menos, esses elementos são facilmente decompostos no solo e se tornam facilmente assimiláveis pelas plantas.

Na Tabela 04 são apresentados os estoques de COT e NT nos diferentes usos de solo. Semelhante aos teores de carbono, o estoque de COT na Caatinga superou as demais situações na profundidade mais superficial do solo, enquanto os solos irrigados com água e de sequeiro comportaram-se de forma semelhante e o solo irrigado com EET apresentando menor estoque de COT nas duas profundidades estudadas. No que diz respeito aos estoques de N nas duas profundidades, os dados não apresentaram diferenças significativas.

Percebeu-se que os estoques médios de COT e NT para a camada superficial estão bem abaixo dos verificados por Rossato et al. (2007), em estudo realizado na transição do

bioma Caatinga para o Cerrado na região central da Bahia encontraram 86 Mg ha<sup>-1</sup> de COT na área de vegetação nativa e 54 Mg ha<sup>-1</sup> na área cultivada com milho, semeado manualmente sem a utilização de qualquer insumo agrícola. No mesmo estudo, esses autores encontraram estoques de N de 6 e 9 Mg ha<sup>-1</sup> na área cultivada com milho e na vegetação nativa, respectivamente. Pinheiro (2007), ao determinar as variações nos estoques de C no solo com cana-de-açúcar no semiárido, encontrou valores de 50 Mg.ha<sup>-1</sup> nos tratamentos de cana sem queima contra 100 Mg.ha<sup>-1</sup> na vegetação nativa na Bahia para a camada de 0-30 cm.

**Tabela 4 - Estoques de COT e NT do solo em duas profundidades de solos sob diferentes usos em Santana do Seridó/RN.**

Uso da Terra	Estoque de COT (Mg.ha <sup>-1</sup> )		Estoque de NT (Mg.ha <sup>-1</sup> )	
	0-10cm	10-20cm	0-10cm	10-20cm
<b>Agricultura de palma irrigada com EET</b>	7,87 ±2,34 <b>b</b>	5,74 ±4,06 a	2,29 ±0,55 <b>a</b>	2,21 ±0,98 a
<b>Agricultura de tomate irrigada com água superficial</b>	11,73 ±1,51 <b>ab</b>	8,18 ±1,09 a	2,18 ±0,46 <b>a</b>	2,30 ±1,02 a
<b>Agricultura de tomate em sequeiro</b>	11,28 ±2,83 <b>b</b>	9,57 ±2,78 a	1,76 ±0,23 <b>a</b>	2,28 ±0,78 a
<b>Vegetação nativa (Caatinga)</b>	21,15 ±6,70 <b>a</b>	7,28 ±4,63 a	2,14 ±1,38 <b>a</b>	3,48 ±2,86 a

Valores médios dos estoques de COT e NT obtidos a partir do cálculo para 4 repetições dos teores de C, N e Ds ± Desvio Padrão. As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si, considerando a mesma profundidade do solo. Fonte: Autor.

Uma análise comparativa dos estoques de carbono dos diferentes biomas brasileiros foi realizada por Fidalgo *et al.* (2007), utilizando-se a base de dados de Chagas *et al.* (2004), verificando que o acúmulo médio de COT para os solos do Bioma Caatinga é de 23,7 Mg.ha<sup>-1</sup>, valor este que traz embasamento ao valor encontrado no presente estudo para a área de caatinga. Pesquisas direcionadas à determinação do estoque de C no solo ainda são incipientes no semiárido tropical brasileiro. No entanto, outros resultados semelhantes aos encontrados são apresentados por Tiessen *et al.* (1998) que estimaram o estoque de carbono para solos desta região em 20 Mg.ha<sup>-1</sup> para a camada de 0-20 cm de profundidade. E ainda, Fraga e Salcedo (2004) encontraram, em Caatinga hiperxerófila, valores de 17,9 Mg.ha<sup>-1</sup> e 28,6 Mg.ha<sup>-1</sup> para as camadas de 0-7,5 cm e 0-15 cm, respectivamente.

Para as demais áreas estudadas, as alterações decorrentes do processo de antropização certamente são a causa da alteração do estoque de carbono no solo frente aos dados da vegetação nativa local (Caatinga), provocando um decréscimo na faixa de 44 e 62%. O efeito de diferentes sistemas de cultura pode ser evidenciado no estudo realizado por Giongo (2011),

que avaliou o estoque de carbono na Caatinga preservada, Caatinga alterada, pastagem com capim-buffel e cultivo irrigado de mangueira, em um Argissolo Amarelo, obtendo valores decrescentes para o estoque de COT na respectiva ordem citada, sendo estas reduções na faixa entre 23 e 56%.

Giongo (2011) procurou explicar as reduções levantando a hipótese de que as elevadas temperaturas e intensidade de insolação, características do clima semiárido, associadas à alta disponibilidade de água (mediante irrigação), aumentam a entropia do sistema, favorecendo o estado de mínima energia e máxima desordem, implicando na redução do estoque de carbono, o que foi confirmado no presente estudo. Em outras palavras, pelo fato de a taxa de mineralização ser altamente dependente do potencial de água no solo, o fator umidade constante associado às altas temperaturas, promove uma rápida mineralização do material orgânico adicionado ao solo, fato também afirmado por Artiola & Pepper (1992). Assim, a irrigação com efluente tem potencial de modificar os processos de ciclagem de C e também do N, por aumentar água no solo a teores que estimulam a atividade de decomposição da M.O. (POLGLASE et al., 1995; FALKINER & SMITH, 1997). Tais afirmações, podem explicar os resultados mais baixos dos teores e estoques destes nutrientes nas áreas irrigadas, especialmente a irrigada com EET.

Contudo, este fato não é uma regra. Algumas referências na literatura apresentam o aumento nos teores de COT e N total mediante à disposição de águas residuárias no solo, principalmente naqueles que recebem efluentes por longo período. A exemplo do estudo realizado por Quin & Woods (1978) que verificaram tais aumentos em pastagens irrigadas por mais de 16 anos com efluente e ainda do efeito observado por Latterell et al. (1982) que eram semelhantes após 5 anos de cultivo com milho irrigado com EET. Por outro lado, reforça-se que em todos os casos tem sido observado que a irrigação com EET pode aumentar a taxa de decomposição da M.O., podendo ocasionar diminuição nos teores de C e N do solo (FALKINER & SMITH, 1997).

É possível inferir também que o desmatamento da vegetação nativa e o revolvimento do solo para cultivo nas áreas estudadas, resultou na alteração da estrutura do solo e em intensa perda de C para a atmosfera, reduzindo significativamente a capacidade de retenção deste nutriente no solo. Associado a isto, é provável que a baixa reposição destes nutrientes proporcionada pelas águas utilizadas para irrigação, tanto potável como EET, e o pouco ou

nenhum aporte de resíduos vegetais nas situações cultivadas não viabilizam a recuperação e acúmulo destes nutrientes nos solos em questão.

Para entender melhor a dinâmica da contribuição da irrigação na presença de nutrientes nos solos, é oportuno apresentar a caracterização química das águas utilizadas para este fim. Contudo, os dados ora apresentados na Tabela 5 não podem ser considerados como uma fiel caracterização das águas avaliadas, uma vez que foi realizada a coleta de uma única amostra para cada uma delas. Logo, para permitir uma avaliação mais concreta de suas influências e correlações com os dados dos solos, é necessário a realização de novas amostragem destas águas para melhor caracterizá-las de forma a considerar sua variação ao longo do tempo.

**Tabela 5 - Caracterização química das águas utilizadas para irrigação na área de estudo em Santana do Seridó/RN.**

Elementos	Tipologia	
	Água superficial	EET
C (g.L <sup>-1</sup> )	1,26	-
N (g.L <sup>-1</sup> )	0,46	6,70
P (mg.kg <sup>-1</sup> )	-	4,10
K (mg.L <sup>-1</sup> )	20,6	47,5
Na (mg.L <sup>-1</sup> )	495,00	250,00
Ca (mg.L <sup>-1</sup> )	86,31	41,85
Mg (mg.L <sup>-1</sup> )	54,81	26,88
DQO (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	-	256,55
Sólidos totais (mg. L <sup>-1</sup> )	1342,33	930,67
Sólidos fixos (mg. L <sup>-1</sup> )	1150,33	720,00
Sólidos voláteis (mg. L <sup>-1</sup> )	192,00	210,67

Valores médios obtidos a partir de três repetições da mesma amostra. Fonte: Autor.

Os dados da Tabela 5 revelam, de fato, uma maior presença de C na água superficial, corroborando os dados encontrados nas análises dos solos, enquanto o EET apresenta um teor significativamente mais elevado de N, o que pode indicar que todo o N repostado na área irrigada com EET está sendo consumido na decomposição da M.O. A caracterização química das águas utilizadas reforçam o que já foi discorrido sobre o solo desta área ter uma menor relação C:N, o que reflete em um maior processo de decomposição da M.O.

A análise da DQO, responsável pela quantificação do oxigênio que é consumido pela matéria orgânica e inorgânica existente na água, apresentou resultados inesperados quanto ao

seu elevado valor para o EET e anulação para a água superficial, uma vez que os teores de C nas águas se apresentaram de forma oposta. Estes resultados levaram à realização da análise de sólidos totais (fixos e voláteis) contidos nas amostras (Tabela 5), a fim de diferenciar os conteúdos de sólidos orgânicos (voláteis) e inorgânicos (fixos).

Diante deste cenário, supõe-se que a elevada DQO do EET seja dada por uma M.O. rica em N e por matéria inorgânica, que corresponde a cerca de 77% dos sólidos totais encontrados. No entanto, esta elevada DQO encontra-se fora dos parâmetros de controle de um esgoto doméstico tratado, se encaixando nos parâmetros de esgotos domésticos não tratados. Segundo Marques (2008), conforme citado por Franco et al. (2014), os valores de referência para DQO são 200-700 mg.L<sup>-1</sup> para os esgotos domésticos não tratados e 15-75 mg.L<sup>-1</sup> para os tratados. Reforça-se, portanto, a necessidade de uma mais adequada caracterização destas águas, a fim de se verificar a sua real contribuição nos estoques de nutrientes e nas demais interações do solo.

Para a água superficial, os dados propõem uma água com maior presença de matéria inorgânica, cerca de 86% dos sólidos totais presentes, cujo o método aplicado para determinação de DQO não foi sensível para detectar.

#### 4.2.2 Teores de Na, P, K, Ca, Mg e pH

Na Tabela 6, diferente do que foi observado nos teores de C e N, percebe-se que o solo irrigado com EET apresentou maiores teores de Na, chegando a alcançar, na profundidade de 10-20cm, valor médio aproximadamente 10 vezes maior do que o observado no solo de Caatinga, diferindo também do tratamento irrigado com água superficial. Resultados semelhantes foram observados por Barreto et al. (2013) em seu experimento, onde a irrigação com águas residuárias aumentou a concentração de Na<sup>+</sup> através do perfil, explicando que isto ocorre porque, ao contrário de outros cátions, o Na tem baixa afinidade pelo complexo de troca do solo ocorrendo principalmente na solução do solo onde pode ser lixiviado. Dessa forma, o Na adicionado a partir de águas residuais move-se facilmente, justificando suas maiores concentrações com o aumento da profundidade (TARCHOUNA et al., 2010).

Barreto et al. (2013) reforçam que a taxa de aplicação de água, o conteúdo de sódio presente no efluente, a capacidade de absorção da cultura e a textura do solo podem ter influência direta sobre o acúmulo deste cátion ao longo do perfil do solo. Portanto,

culturas com maior capacidade de extração podem reduzir os níveis de sódio no solo e solos arenosos tendem a lixiviar mais facilmente este elemento, devido à redução da presença de cargas negativas, em comparação com solos argilosos (SANDRI et al., 2009).

**Tabela 6 - Caracterização química do solo em duas profundidades de solos sob diferentes usos em Santana do Seridó/RN.**

Uso da Terra	Elementos						RAS (mmol.kg <sup>-1</sup> )
	P (mg.kg <sup>-1</sup> )	K (mg.kg <sup>-1</sup> )	Na (mg.kg <sup>-1</sup> )	Ca (mg.kg <sup>-1</sup> )	Mg (mg.kg <sup>-1</sup> )	pH	
<b>Agricultura de palma irrigada com EET</b>							
0-10 cm	18,06 ±9,55	75,00 ±20,27	141,00 ±47,88	276,00 ±64,30	114,00 ±20,98	7,2 ±0,65	2,6 ±0,94
10-20 cm	13,07 ±7,69	80,5 ±24,95	215,00 ±93,65	274,00 ±41,59	119,00 ±29,35	7,9 ±0,24	3,8 ±1,37
<b>Agricultura de tomate irrigada com água superficial</b>							
0-10 cm	34,74 ±13,13	160,50 ±51,68	57,00 ±33,80	524,00 ±53,73	158,00 ±9,10	7,3 ±0,34	0,8 ±0,48
10-20 cm	28,79 ±21,96	140,00 ±46,45	82,00 ±63,27	500,00 ±42,65	154,00 ±42,31	7,9 ±0,25	1,2 ±1,00
<b>Agricultura de tomate de sequeiro</b>							
0-10 cm	9,68 ±7,46	112,00 ±7,35	20,00 ±4,56	410,00 ±88,59	101,00 ±13,88	7,0 ±0,08	0,3 ±0,09
10-20 cm	5,08 ±3,39	121,00 ±20,07	23,00 ±5,39	379,00 ±60,63	113,00 ±22,92	7,2 ±0,29	0,4 ±0,10
<b>Vegetação nativa (Caatinga)</b>							
0-10 cm	9,57 ±2,98	109,50 ±9,10	24,00 ±9,38	508,00 ±144,53	92,00 ±21,07	6,3 ±0,07	0,4 ±0,10
10-20 cm	4,07 ±1,95	113,00 ±9,43	22,00 ±0,87	357,00 ±103,93	94,00 ±24,80	6,6 ±0,33	0,4 ±0,05

Valores médios obtidos a partir de quatro repetições ± Desvio Padrão. Fonte: Autor.

A elevada concentração de sais, que pode ocorrer em função de características naturais do próprio ambiente ou ser decorrente das atividades humanas, é capaz de afetar as propriedades físicas e químicas do solo, dificultando a atividade da água a ser utilizada pela

planta (RICHARDS, 1954). Destaca-se que a elevada concentração destes elementos em áreas irrigadas é comum, uma vez que os sais solúveis presentes na água de irrigação são adicionados à solução do solo. Não é diferente para as situações em estudo, onde as águas de irrigação são oriundas de esgoto tratado e de um reservatório superficial local potencialmente rico em sais devido às características edafoclimáticas da região semiárida.

Segundo Moctar et al. (2015), o problema da salinidade é mais severo em zonas áridas e semiáridas. A salinização é provavelmente o maior risco para solos irrigados, principalmente em clima árido. Este risco pode ser apreciado pela Razão de Adsorção de Sódio (RAS) do solo.

Para os solos em questão, as análises apontam para uma RAS do solo irrigado com EET maior que os demais. Medeiros et al. (2005) também verificaram em seus estudos que o solo que recebeu irrigação elevou a RAS, tanto utilizando água limpa quanto efluente. Resultado também semelhante foi encontrado por Leuther et al. (2019) que afirmaram que a sodicidade do solo foi o fator mais afetado na comparação entre áreas não irrigada e irrigadas com água doce e efluente tratado sendo o valor da RAS maior para as parcelas irrigadas com EET. Além disso, o autor afirma que algumas amostras de solo irrigado com água doce mostraram um aumento no teor de sódio em comparação com os tratamentos não irrigados, semelhante ao que foi observado nos dados de RAS no presente estudo.

Embora a sodicidade tenha aumentado na parcela irrigada com EET, os solos em todos os tratamentos podem ser classificados como não afetados por sal, com RAS <6 (meq/kg) (RENGASAMY, 2010). A autora afirma ainda que geralmente, solos arenosos com teor de argila muito baixo, já tendem a ser salinos e não terão problemas estruturais do solo decorrentes de alta RAS, enquanto solos argilosos tendem a ser sódicos podendo ocorrer problemas estruturais com aumento da RAS.

As divergências entre as análises de Na em água apresentadas na Tabela 5 e os resultados obtidos para os solos na Tabela 6, onde a concentração de Na é maior na água superficial, enquanto no solo, ocorre a situação contrária, podem estar relacionadas à característica momentânea do efluente e da água superficial, sob influência do esgoto gerado ou ainda da sazonalidade das chuvas.

Ayers e Westcot (1999) destacam que os efeitos potenciais do sódio são ligeiramente menores quando a relação  $Ca^{2+}/Mg^{2+}$  na água de irrigação é >1, o que se aplica para a água

em questão, se levarmos em conta as análises apresentadas na Tabela 5. Logo, o valor da RAS é ligeiramente menos danoso em ambas as águas utilizadas onde tal proporção é  $>1$ , além de que quanto mais alta for essa proporção, menor será o perigo do efeito da RAS.

Para as análises de P, K, Ca e Mg dos solos, encontraram-se os maiores resultados na área irrigada com água superficial, sendo inclusive, ao contrário do que se esperava, mais rica nestes elementos do que a área irrigada com EET. O excesso de sais solúveis na solução do solo resultante da acumulação de  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{K}^+$  nos horizontes do solo, pode ser resultado de uma combinação de fatores, tais como: os fatores climáticos, apresentando baixo índice pluviométrico e elevada taxa de evapotranspiração; fatores edáficos, com baixa capacidade de lixiviação dos sais e presença de camadas impermeáveis; e ainda, o fator de manejo do solo, quando ocorre irrigação com águas salinizadas ou ainda excesso de água de irrigação (GHAFOOR et al., 2004; QADIR & OSTER, 2004; RIBEIRO, 2010).

Ainda de acordo com os dados apresentados na Tabela 6 para os solos, os teores médios de fósforo do solo diferiram entre os tratamentos, especialmente da área irrigada com água, que apresentou o teor mais elevado. Porém, previa-se que o solo do tratamento que recebeu EET apresentasse teores médios de P e outros macronutrientes, tal qual o K, maiores que o solo do tratamento que recebeu água superficial, uma vez que a análise das águas indicaram uma maior concentração destes elementos no EET.

Fonseca (2001) constatou que a disposição de efluente tratado no solo adubado não exerceu influência alguma no teor de fósforo em seus estudos, assim como, Kouraa et al. (2002) que avaliaram a irrigação de batatinha e alface com esgoto bruto, água residuária tratada e água potável, constataram que em um ano de cultivo não houve alterações nos teores de fósforo do solo cultivado. Os autores afirmam, ainda, que para ocorrerem mudanças nas características químicas do solo, são necessários vários anos de irrigação, visto que a dinâmica deste elemento ocorre muito lentamente.

Por outro lado, outros estudos como o de Al-Nakshabandi et al. (1997) contrariam os autores mencionados acima, pois em apenas cinco meses cultivando berinjela irrigada com um efluente tratado contendo  $28 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{PO}_4^{4-}$ , verificaram aumento significativo nos teores de fósforo do solo. Essa variação de resultados entre estudos, reforça o que foi dito sobre as influências, não só da qualidade das águas utilizadas para irrigar, mas também do manejo da irrigação, das necessidades da vegetação e das características do solo e clima da região.

Quanto ao atributo pH, os valores encontrados são próximos da neutralidade em todos os tratamentos. Estes resultados corroboram com os obtidos por Barreto et al. (2013), os quais não constataram alterações no pH do solo irrigado com efluente tratado.

Entende-se que parte da variabilidade dos resultados encontrados se deve, possivelmente, à influência da lâmina de irrigação aplicada nos tratamentos, sob o ponto de vista de proporcionar maior ou menor lixiviação de nutrientes em um solo de textura arenosa, e, ainda, que a absorção dos nutrientes presentes no solo é diferente para cada tipo de cultivo, neste caso, palma e tomate.

## 5. CONCLUSÃO

As alterações nas propriedades físico-químicas do solo devidas à irrigação a longo prazo com EET foram encontradas principalmente para mudanças significativas na RAS, enquanto o aumento nos teores de P e K, em combinação com maiores potenciais de estocagem de C, foram identificadas na parcela irrigada com água superficial.

Diferenças nas concentrações de carbono e nitrogênio no solo devido a maiores cargas de orgânicos por EET não puderam ser detectadas. A relação C:N encontrada para as diferentes situações indica que o armazenamento de carbono e nitrogênio nos solos foi dominado pela entrada e acumulação de resíduo orgânico da vegetação e não pela qualidade da água de irrigação.

Quatro anos de irrigação com EET no solo não alteraram a textura, pH e teor de N do solo. Acredita-se que a precipitação anual ou lixiviação de forma geral, foi suficiente para evitar um aumento na salinidade total, mas não para o acúmulo de Na. A maior concentração de C na Caatinga pode ser explicada pelo acúmulo observado de serapilheira, pois este aporte de resíduos de vegetação é o fator de maior contribuição para a estocagem de carbono nos solos estudados.

Os tratamentos utilizados, mesmo com a tecnologia do reúso implementada, modificam a disponibilidade de nutrientes, resultando em um ecossistema que se comporta mais como fonte de GEE's do que como sumidouro.

## REFERÊNCIAS

- ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Reúso de Água nas Crises Hídricas e Oportunidades no Brasil. São Paulo, 2015.
- ADUAN, R. E., VILELA, M. F., JUNIOR, F.B.R. Os grandes ciclos biogeoquímicos do planeta. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004.
- AERTSENS, J.; NOCKER, L.; GOBIN, A. Valuing the carbon sequestration potential for European agriculture. *Land Use Policy*, v. 31, p. 584-594, 2013.
- ALMEIDA, R.G. Aspectos legais para a água de reúso. Artigo: Rio de Janeiro, 2011.
- ALVES, J.M.B.; DINIZ, M.C.S. Um estudo preliminar de possíveis efeitos de mudanças climáticas no Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, Recife, v. 2, n. 2, p. 11-18, 2009.
- AL-NAKSHABANDI, G.A.; SAQQAR, M.M.; SHATANAWI, M.R.; FAYYAD, M.; AL-HORANI, H. Some environmental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan. ***Agricultural Water Management***, v.34, p.81- 94, 1997.
- ANDRADE, C. A. Fração orgânica de biossólidos e efeito no estoque de carbono e qualidade da matéria orgânica de um latossolo cultivado com eucalipto. Piracicaba: tese, 2004.
- ANGELOTTI, F.; FERNANDES JÚNIOR, P.I.; SÁ, I.B. Mudanças climáticas no Semiárido brasileiro: medidas de mitigação e adaptação. *Revista Brasileira de Geografia Física*, Recife, v. 4, n. 6, p. 1097-1111, 2011.
- ANTUNES, P. D.; SAMPAIO, E. V. S. B.; FERREIRA JÚNIOR, A. L. G.; GALINDO, I. C. L.; SALCEDO, I. H.. Distribuição de <sup>137</sup>Cs em três solos representativos do estado de Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa-MG, v. 34, p. 935-943, 2010.
- ARAÚJO FILHO, J. A. Caracterização física do Semiárido Nordestino. In: Manejo pastoril sustentável da caatinga. Projeto Dom Helder Câmara, Recife, PE, 2013.
- ARTIOLA, J.F.; PEPPER, I.L. Longterm influence of liquid sewage sludge on the organic carbon and nitrogen content of a furrow-irrigated desert soil. *Biology and Fertility of Soils*, v.14, p.30-36, 1992.

ASSIS, C.P.; OLIVEIRA, T.S.; DANTAS, J.A.N. & MENDONÇA, E.S. Organic matter and phosphorus fractions in irrigated agroecosystems in a semi-arid region of Northeastern Brazil. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 138:74- 82, 2010.

ASSIS, C.P.; JUCKSCH, I.; MENDONÇA, S. & NEVES, J.C.L. Carbono e nitrogênio em agregados de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. *Pesq. Agropec. Bras.*, 41:1541-1550, 2006.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. A qualidade da água na agricultura. *Estudos FAO: Irrigação e Drenagem*, 29 Revisado 1. 2.ed. Campina Grande: UFPB, 1999. 153p.

BARBIERI, J. C. *Gestão ambiental empresarial: conceitos modelos e instrumentos*. 4 ed. São Paulo: Saraiva, 2016.

BARRETO, A.N.; NASCIMENTO, J.J.V.R.; MEDEIROS, E.P.; NÓBREGA, J.A.; BEZERRA, J.R.C. Changes in chemical attributes of a fluvent cultivated with castor bean and irrigated with wastewater. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.17, p.480-486, 2013.

BARROS, J.D.S. Mudanças climáticas, degradação ambiental e desertificação no semiárido. *Polêmica*, Rio de Janeiro, v. 10, n. 3, p. 476-483, 2011.

BASTOS, R.K.X. *Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura*. PROSAB. Viçosa, Minas Gerais, 2003

BERTONCINI, E. I. TRATAMENTO DE EFLUENTES E REÚSO DA ÁGUA NO MEIO AGRÍCOLA. *Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária*, São Paulo, 2008.

BLANCO-CANQUI, H.; LAL, R. No-tillage and soil-profile carbon sequestration: Au on-farm

assessment. *Soil science society of America Journal*, v. 72, p. 693-701, 2008.

BRASIL. Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências. *Diário oficial da União, Poder Executivo*, Brasília, DF, 30 de dezembro de 2009.

CAIN, M. L., BOWMAN, W. D., HACKER, S.D. *Ecologia*. Porto Alegre: Artmed, 2011.

CALEGARI, A.; HARGROVE, W. L.; RHEINHEIMER, D. S.; RALISCH, R.; TESSIER, D.; TOURDONNET, S.; GUIMARIES, M. F. Impact of long-term no-tillage and cropping system management on soil organic carbon in an oxisol: a model for sustainability. *Agronomy Journal*, v. 100, p. 1013-1019, 2008.

CAPRA, A.; SCICOLONE, B. Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation. *Agricultural Water Management*, v.68, 135-149, 2004.

CARVALHO, J.L.N.; AVANZI, J.C.; SILVA, M.L.N.; MELLO, C.R.; CERRI, C.E.P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 34, n. 2, p. 277-289, 2010.

CHAGAS, C.S.; CARVALHO JÚNIOR, W.; BHERING, S.B.; TANAKA, A.K.; BACA, J.F.M. (2004). Estrutura e organização do Sistema de Informações Georreferenciadas de solos do Brasil (SIGSOLOS – Versão 1.0). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, p. 865-876.

CHEIS, D. Reúso de água e seus benefícios para a indústria e meio ambiente. *TAE – Revista especializada em tratamento de água e efluentes*. Edição nº12 - abril/maio de 2013.

COSTA, F. S.; BAYER, C.; ALBUQUERQUE J. A.; FONTOURA, S. M. V. Aumento da matéria orgânica num Latossolo Bruno em plantio direto. *Ciência Rural*, v. 34, p. 587-589, 2004.

COSTANZI, R.N. Técnicas combinadas. [Entrevista a Fábio de Castro]. *Revista Fapesp*. São Paulo. 21 de janeiro de 2008. Disponível em: <[http://www.agencia.fapesp.br/boletim\\_dentro.php?id=8317](http://www.agencia.fapesp.br/boletim_dentro.php?id=8317)>. Acesso em: 28 de abril de 2019.

DANTAS, I. L. A.; FACCIOLI, G. G.; MENDONÇA, L. C.; NUNES, T. P.; VIEGAS, P. R. A.; SANTA, L. O .G. Viabilidade do uso de água residuária tratada na irrigação da cultura do rabanete. *Revista Ambiente & Água*, vol. 9, n. 1, 2014.

DIEKOW, J. Estoque e qualidade da matéria orgânica do solo em função de sistemas de culturas e adubação nitrogenada no sistema de plantio direto. 2003. 182p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2003.

- DRECHSEL, P.; SCOTT, C.A.; RASCHID-SALLY, I.; REDWOOD, M.; BAHRI, A. Wastewater irrigation and Health: assessing and mitigating risk in low-income countries. London: Earthscan, 2009. 432p.
- EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2. edição revisada – Rio de Janeiro, 1999.
- EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 3. ed. Rio de Janeiro, 2013.
- FALKINER, R.A.; SMITH, C.J. Changes in soil chemistry in effluent- irrigated *Pinus radiata* and *Eucalyptus grandis*. Australian Journal of Soil Research, v.35, p.131-147, 1997.
- FEINERMAN, E., TSUR, Y. Perennial crops under stochastic water supply. Agricultural Economics, v.45, n.6, p.757–766, 2014.
- FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection. Berlin: Springer-Verlag, 1991. 224p.
- FERREIRA, A. O.; MORAES SÁ, J. C.; HARMS, M. G.; MIARA, S.; BRIEDIS, C.; NETTO, C.Q.; SANTOS, J.B.; CANALLI, L.B. Carbon balance and crop residue management in dynamic equilibrium under a no-till system in campos gerais. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 36, p. 1583-1590, 2012.
- FIDALGO, E. C. C.; BENITES, V. M.; MACHADO, P. L. O. A.; MADARI, B. E.; COELHO, M. R.; MOURA, I. B.; LIMA, C. X. (2007). Estoque de carbono nos solos do Brasil. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 27 p.
- FONSECA, A. F. Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado. Piracicaba, 2001. 110 p. : il.
- FRAGA, V. S.; SALCEDO, I. H. Declines of organic nutrient pools in tropical semi-arid soils under subsistence farming. Soil Science Society America Journal, v. 68, p. 215-224, 2004.
- FRANCO, A. C. R.; GOBBO, C. G. R.; MELO, G. L.; SILVA, V. A. Tratamento de esgotos domésticos por disposição no solo pelo método de escoamento superficial. Revista em Agronegócios e Meio Ambiente, v.7, n.2, p. 391-411, mai./ago. 2014

FRANZLUEBBERS, A.J.; HANEY, R.L.; HOND, F.M. & ZUBERER, D.A. Determination of microbial biomass and nitrogen mineralization following rewetting of dried soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60:1133-1139, 1996.

FREIXO, A. A.; MACHADO, P. L. O. A.; GUIMARÃES, C. M.; SILVA, C. A. FADIGAS, F. S. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de Latossolo do Cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 26, p. 425-434, 2002.

GALINDO, I. C. L.; RIBEIRO, M. R.; SANTOS, M. F. A. V.; LIMA, J. F. W. F.; FERREIRA, R. F. A. L. Relações solo-vegetação em áreas sob processo de desertificação no município de Jataúba-PE. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa-MG, v. 32, p. 1283-1296, 2008.

GALVÍNCIO, J.D.; NAUE, C.R.; ANGELOTTI, F.; MOURA, M.S.B. *Vitis vinifera* spectral response to the increase of CO<sub>2</sub>. *Journal of Hyperspectral Remote Sensing*, Recife, v. 1, p. 1-18, 2011.

GATTO, A.; BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F.; SILVA, I. R.; G, L. H.; LEITE, F. P.; VILLANI, E. M. A. Estoques de carbono no solo e na biomassa em plantações de eucalipto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, p. 1069-1079, 2010.

GHAFOOR, A.; QADIR, M.; MURTAZA, G. *Salt Affected Soils: Principle of Management* (1st Ed.) Institute of Soil and Environmental Sciences, Uni. Agric. Faisalabad, 2004.

GIONGO, V.; CUNHA, T. J. F.; MENDES, A. M. S.; GAVA, C. A. T. Carbono no sistema solo-planta no Semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 4, n. 6, p. 1233-1253, 2011.

IMAFLOA. *Evolução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil (1970-2013): setor agropecuário*. São Paulo: Observatório do Clima, 2015.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate change 2007. Climate change impacts, adaptation and vulnerability*. Working Group II. Geneva, Switzerland: IPCC, 2007.

IPCC. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core

Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)). Geneva, Switzerland: IPCC, 2014, 151p.

JANZEN, H. H. The soil carbon dilemma: shall we hoard it or use it? *Soil Biology and Biochemistry*, Elmsford, v. 38, p. 419-424, 2006.

JOBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. The vertical distribution of soil carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, v. 10, p. 423-436, 2000.

KOEHLER, H.S.; WATZLAWICK, L.F.; KIRCHNER, F.F. Fontes e níveis de erros nas estimativas do potencial de fixação de carbono. In: SANQUETTA, C.R.; WATZLAWICK, L.F.; BALBINOT, R. (Ed.). *As florestas e o Carbono*. Curitiba: FUPEF/Imprensa da UFPR, 2002. p. 251-264.

KOURAA, A.; FETHI, F.; LAHLOU, A.; OUAZZANII, N. Reuse of urban wastewater by combined stabilization pond system en Benslimane (Marocco). *Urban Water*, v.4, p.373-378, 2002.

LAL, R. Soil carbon dynamic in cropland and rangeland. *Environmental Pollution*, v. 116, p. 353-362, 2002.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, v. 123, p. 1-22, 2004.

LAL, R. Agricultural activities and the global carbon cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70, 103-116, 2004.

LATTERELL, J.J.; DOWDY, R.H.; CLAPP, C.E.; LARSON, W.E.; LINDEN, D.R. Distribution of phosphorus in soils irrigated with municipal waste-water effluent: a 5-year study. *Journal of Environmental Quality*, v.11, p.124-128, 1982.

LEITE, L. F. C.; GALVÃO, S. R. S.; HOLANDA NETO, M. R.; ARAÚJO, F. S.; IWATA, B. F. Atributos químicos e estoques de carbono em Latossolo sob plantio direto no Cerrado do Piauí. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, p.1273- 1280, 2010.

LEUTHER, F.; SCHLUTER, S.; WALLACH, R.; VOGEL, H. Estrutura e propriedades hidráulicas em solos sob irrigação a longo prazo com águas residuais tratadas. *Geoderma*, V. 333, p. 90-98, 2019.

MACEDO, M.O. Estoque de carbono, nitrogênio e fertilidade do solo em áreas em recuperação com leguminosas e em um sistema de agricultura itinerante de alta produtividade. Seropédica: Tese, 2008.

MACHADO, P.L.A. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. Quím. Nova, 28:329-334, 2005. JORDAN, M.J.; NADELHOFFER, K.J.; FRY, B. Nitrogen cycling in forest and grass ecosystems irrigated with <sup>15</sup>N-enriched wastewater. Ecological Applications, v.7, p.864-881, 1997.

MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAÚJO FILHO, J. A. Impactos de sistemas agroflorestais e convencional sobre a qualidade do solo no semi-árido cearense. Revista Árvore, v. 30, n. 5, 2006.

MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAÚJO FILHO, J. A. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semiarid region of Ceará, Brazil. Agroforestry Systems, v. 71, p.: 127-138, 2007.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. Reúso de água. Barueri-SP: Manole, 2003.

MARENCO, J.A. Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança do clima no semi-árido do Brasil. Parcerias Estratégicas, Brasília, v. 13, n. 27, p. 149-176, 2008.

MARINHO, L.E.O., TONETTI, A.L., STEFANUTTI, R., CORAUCCI FILHO, B. Application of reclaimed wastewater in the irrigation of rosebushes. Water Air Soil Pollution, v. 224, p.1669, 2013.

MEDEIROS, S. S.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A.; NEVES, J. C. L.; MATOS, A. T & SOUZA, J. A. A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo das alterações químicas do solo. Rev. Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v. 9, n. 4, p. 603-612, 2005.

MEDEIROS, S. de S.; SALCEDO, I.H.; SANTOS, D.B.; BATISTA, R. de O.; SANTOS JUNIOR, J.A.S.; LIMA, R. da C.C.; MARIN, A.M.P. Esgotamento sanitário: panorama para o semiárido brasileiro. Campina Grande: INSA, 2014. 63p.

MEHNERT, D. U. Reúso de efluente doméstico na agricultura e a contaminação ambiental por vírus entéricos humanos. Biológico, v.65, n.1/2, p.19-21, 2003.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA (MCT). Inventário brasileiro das emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa. Brasília, 2009. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/4006.html>>. Acesso em: 18 de maio de 2018.

MOCTAR, D., IBRAHIMA, M., SEYNI, S., H. DIAKHER, M., & SERIGNE, F. Avaliação da Adequação para a Água de Irrigação e suas Repercussões no Processo de Degradação da Terra no Delta e no Baixo Vale do Rio Senegal. *American Journal of Water Resources* , 3 (2), 32-43, 2015.

MORAIS, Y. C. B.; ARAÚJO, M. S. B.; MOURA, M. S. B.; GALVÍNCIO, J. D .; MIRANDA, R. Q. Análise do Sequestro de Carbono em Áreas de Caatinga do Semiárido Pernambucano. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 32, n. 4, 585-599, 2017.

MOTA, J. C. A.; ASSIS JÚNIOR, R. N; AMARO FILHO, J.; LIBARDI, P. L. Algumas propriedades físicas e hídricas de três solos na chapada do apodi, RN, cultivados com melão. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p.: 49-58, 2008.

MURAGE, E. W; VORRONEY, P. R.; KAY, B. D.; DEEN, B.; BEYAERT, R. P. Dynamics and turnover of soil organic matter as affected by tillage. *Soil Science Society of America Journal*, v. 71, p. 1363-1370, 2007.

MUTO, P.K.; CADISH, G.; ALBRECHT, A.; PALM, C.A.; VERCHOT, L. Potential of agroforest for carbon concentration and mitigation of greenhouse gas emissions from soil in the tropics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 71: 43-54, 2005.

NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). 2016. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide. Disponível em: <<http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/weekly.html>> Acesso em janeiro, 2019.

NOELLEMAYER, E.; QUIROGA, A.R.; ESTELRICH, D. Soil quality in three range soils of the semi-arid Pampa of Argentina. *Journal of Arid Environments*, v. 65, 2006.

OENNING JR., A. Avaliação de tecnologias avançadas para o reúso de água em indústria metal-mecânica. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná. Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, 2006.

OLIVEIRA, J.T.; SANTOS, A.M.S.; MOREAU, A.M.; MENEZES, A.A. & COSTA, O.V. Características físicas e carbono orgânico de solos sob diferentes tipos de uso da terra. R. Bras. Ci. Solo, 32:132-138, 2008.

OLIVEIRA, L. B.; FONTES, M. P. F.; RIBEIRO, M. R.; KER, J. C. Morfologia e classificação de Luvisolos e Planossolos desenvolvidos de rochas metamórficas do semiárido do Nordeste brasileiro. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa-MG, v. 33, p. 1333-1345, 2009.

PAUL, B. K.; VANLAUWE, B.; AYUKE, F.; GASSNER, A.; HOOGMOED, M.; HURISSO, T. T.; KOALA, S.; LELEI, D.; NDABAMENYE, T.; SIX, J.; PULLEMAN, M. M. Medium-term impact of tillage and residue management on soil aggregate stability, soil carbon and crop productivity. Agriculture, Ecosystems and Environment, v. 164, p.14-22, 2013.

PINHEIRO, E.F.M. Estoques de carbono e nitrogênio num Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar: Influência da queima ou manutenção da palhada. Seropédica, Embrapa Agrobiologia, 2007. 21p.

POLGLASE, P.J.; TOMPKINS, D.; STEWART, L.G.; FALKINER, R.A. Mineralization and leaching of nitrogen in an effluent- irrigated pine plantation. Journal of Environmental Quality, v.24, p.911-920, 1995.

POWLSON, D.S.; GREGORY, P.J.; WHALLEY, W.L.; QUINTON, J.N.; HOPKINS, D.W.; WHITMORE, A.P.; HIRSCH, P.R.; GOULDING, K.W.T. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. Food Policy, v.36, p.S72-S87, 2011.

QADIR, M.; OSTER, J. D. 2004. Crop and irrigation management strategies for saline-sodic soils and waters aimed at environmentally sustainable agriculture. Sci Total Environ., v.323, n.1-3, p.1-19.

QUIN, B.F.; WOODS, P.H. Surface irrigation of pasture with treated sewage effluent. I. Nutrient status of soil and pastures. New Zealand Journal of Agricultural Research, v.21, p.419-426, 1978.

RIBEIRO, M. R. Origem e Classificação dos Solos Afetados por Sais. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F. (Eds.). Manejo da Salinidade na Agricultura: Estudos Básicos e Aplicados. Fortaleza, INCTSal. p.11-19, 2010.

- RICHARD, L. A. Diagnóstico e melhoria de solos salinos e alcalinos. Editar. Departamento de Agricultura dos EUA, Agricultural Handbook n ° 60, Washington (EUA), 1954. 160 p.
- RENGASAMY P. Soil processes affecting crop production in salt-affected soils. *Funct. Plant Biol.*, 37, pp. 613-620, 2010.
- ROCHA, J. C., ROSA, A. H., CARDOSO A. A. Introdução à química ambiental. 2 ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.
- ROSA, R. S., MESSIAS, R.A., AMBROZINI, B. Importância da compreensão dos ciclos biogeoquímicos para o desenvolvimento sustentável. São Carlos, 2003.
- ROSSATO, M. Recursos genéticos de palmeiras nativas do gênero butia do Rio Grande do Sul. Pelotas, Universidade Federal de Pelotas, 2007. 136p. (Tese de Doutorado)
- SABESP. Água no planeta. Disponível em: <<http://www.sabesp.com.br>> Acesso em: 29 de fevereiro de 2019.
- SAMPAIO, E. V. S. B.; COSTA, T. L. Estoques e fluxos de carbono no semi-árido nordestino: estimativas preliminares. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.6, p.: 1275-1291, 2011.
- SANDRI, D.; MATSURA, E. E.; TESTEZLAF, R. Alteração química do solo irrigado por aspersão e gotejamento subterrâneo e superficial com água residuária. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.13, p.775-764, 2009.
- SCHAEFFER, M.; EICKHOUT, B.; HOOGWIJK, M.; STRENGERS, B.; VAN VUUREN, D. *et al.* CO2 and albedo climate impacts of extratropical carbon and biomass plantations. *Global Biogeochemical Cycles*, Washington, v. 20, n. 2, p. 1-15, 2006.
- SCHAHCZENSKI, J.; HILL, H. Agriculture, climate change and carbon sequestration. Butte: ATTRA, 2009. 16 p. (Boletim de Pesquisa).
- SEVERINO, L.S.; MORAES, C.R.A.; GONDIM, T.M.S.; CARDOSO, G.D. & SANTOS, J.W. Fatores de conversão do peso de cachos e frutos para peso de sementes de mamona. Campina Grande, Embrapa Algodão, 2004. 15p.

SILVA, B.B. Estimativa de sequestro de carbono por sensoriamento remoto. In: GALVÍNCIO, J.D. (Ed.). Mudanças climáticas e modelo ambientais: caracterização e aplicações. Recife, BRA: Editora Universitária da UFPE, 2012. p. 51-70.

SILVA, B.B.; GALVÍNCIO, J.D.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; MACHADO, C.C.M.; OLIVEIRA, L.M.M. *et al.* Determinação por sensoriamento remoto da produtividade primária bruta do perímetro irrigado São Gonçalo - PB. Revista Brasileira de Meteorologia, São José dos Campos, v. 28, n. 1, p. 57-64, 2013.

SOUZA, B.I.; ARTIGAS, R.C.; LIMA, E.R.V. Caatinga e Desertificação. Mercator, Fortaleza, v. 14, n. 1, p. 131-150, 2015.

SPIELHAGEN, R.F. Hotspots in the Arctic: Natural archives as an early warning system for global warming. Geology, Boulder, v. 40, n. 11, p. 1055-1056, 2012.

TARCHOUNA, L. G.; MERDY, P.; RAYNAUD, M.; PFEIFER, H. R.; LUCAS, Y. Effects of long-term irrigation with treated wastewater. Part 1: Evolution of soil physico-chemical properties, Applied Geochemistry, v.25, p.1703-1710, 2010.

TIESSEN, H.; CUEVAS, E.; SALCEDO, I.H. (1998). Organic matter stability and nutrient availability under temperate and tropical conditions. Advances in GeoEcology, Reiskirchen, v. 31, p. 415-422.

TOSETTO, M.S. Tratamento terciário de esgoto sanitário para fins de reúso urbano. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Campinas, Pós-Graduação em Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, 2005.

TRAORÉ, S.; OUATTARA, K.; ILSTEDT, U.; SCHMIDT, M.; THIOMBIANO, A.; MALMER, A.; NYBERG, G. Effect of land degradation on carbon and nitrogen pools in two soil types of a semi-arid landscape in West Africa. Geoderma, v. 241-242, 2015.

TROVÃO, D.M.B.M.; FERNANDES, P.D.; ANDRADE, L.A.; DANTAS NETO, J. Variações sazonais de aspectos fisiológicos de espécies da Caatinga. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 11, n. 3, p. 307-311, 2007.

USSIRI, D. A. N.; LAL, R. Long-term tillage effects on soil carbon storage and carbon dioxide emissions in continuous corn cropping system from an alfisol in Ohio. Soil & Tillage Research, v. 104, p. 39-47, 2009.

VELDKAMP, E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. *Soil Science Society of America Journal*, v.58, p.175-180, 1994.

VIEIRA, R. F. Ciclo do Nitrogênio em sistemas agrícolas. Brasília: Embrapa, 2017.

WU, X.; LIU, G.; BUTTERBACH-BAHL, K.; FU, B.; ZHENG, X.; BRÜGGEMANN, N. Effects of land cover and soil properties on denitrification potential in soils of two semi-arid grasslands in Inner Mongolia, China. *Journal of Arid Environments*, v. 92, 2013.

WATSON, R. T.; NOBLE, I. R.; BOLIN, B.; RAVINDRANATH, N. H.; VERARDO, D. J.; DOKKEN, D. J.; Land use, land-use change and forestry: A special report of the IPCC, Cambridge University Press, 2000.

XAVIER, F.A.S.; MAIA, S.M.F.; OLIVEIRA, T.S. & MENDONÇA, E.S. Biomassa microbiana e matéria orgânica leve em solos sob sistemas agrícolas orgânico e convencional na Chapada da Ibiapaba - CE. *R. Bras. Ci. Solo*, 30:247-258, 2006.