



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

JOELMA LIMA OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DE INDICADORES DE POLUIÇÃO DE SOLOS E ÁGUAS E SUAS
IMPLICAÇÕES NO SISTEMA DE ABASTECIMENTO PÚBLICO DE JUAZEIRO
DO NORTE-CE**

FORTALEZA, 2014

JOELMA LIMA OLIVEIRA

AVALIAÇÃO DE INDICADORES DE POLUIÇÃO DE SOLOS E ÁGUAS E SUAS
IMPLICAÇÕES NO SISTEMA DE ABASTECIMENTO PÚBLICO DE JUAZEIRO DO
NORTE-CE

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do Título de Mestre em Engenharia Civil. Área de Concentração: Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Alberto Ribeiro Mendonça

FORTALEZA

2014

JOELMA LIMA OLIVEIRA

AVALIAÇÃO DE INDICADORES DE POLUIÇÃO DE SOLOS E ÁGUAS E SUAS
IMPLICAÇÕES NO SISTEMA DE ABASTECIMENTO PÚBLICO DE JUAZEIRO DO
NORTE-CE

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do Título de Mestre em Engenharia Civil. Área de Concentração: Recursos Hídricos.

Aprovada em ____ / ____ / ____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Luiz Alberto Ribeiro Mendonça (Orientador)

Universidade Federal do Cariri (UFCA)

Prof^a. Dr^a. Maria Gorethe de Sousa Lima

Universidade Federal do Cariri (UFCA)

Prof. Dr. Henrique Douglas Melo Coutinho

Universidade Regional do Cariri (URCA)

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus, e aos meus amados pais José Oliveira e Arlete, por me mostrarem os verdadeiros valores da vida e por se fazerem presentes em todos os momentos;

Ao meu esposo, Wilami, por todo seu amor, paciência, incentivo, presença e cuidado em todos esses anos de convivência;

Ao professor Dr. Luiz Alberto Ribeiro Mendonça pela orientação, paciência, dedicação, incentivos e conselhos;

À professora Maria Gorethe de Sousa Lima pelo apoio, e acesso ao laboratório de saneamento na realização das análises;

Aos professores Francisco Clark Nogueira Barros, Jefferson Queiroz Lima, Yannice Tatiane da Costa Santos, Perboyre Barbosa Alcântara, José Vidal de Figueiredo e João Roberto Façanha de Almeida, por toda a ajuda, esclarecimentos e acesso aos laboratórios.

Aos amigos de pós-graduação, Mário, Fábio, Adriana, Sávio e João, pela amizade, pelo incentivo, esclarecimentos e ajuda.

Ao pessoal do Laboratório, Lucilene, Jéssica, Yanna, Joana, Carolina, Camila, Edgar, Lyon e meus alunos Mário, André, Ronnie, por toda ajuda e dedicação;

Aos professores do programa de pós-graduação Celme Torres Ferreira Costa, Paulo Roberto Lacerda Tavares e Luiz Alberto Ribeiro Mendonça, pelos importantes ensinamentos transmitidos;

RESUMO

A cidade de Juazeiro do Norte tem abastecimento público realizado por águas subterrâneas. Porém, o município sofre com a falta de saneamento básico, tendo apenas uma parcela da população conectada a rede coletora de esgotos, fato que oferece riscos a qualidade dos solos, dos mananciais superficiais e subterrâneos. Nesse contexto, o presente trabalho procura avaliar os indicadores de poluição de solos e águas e suas implicações no sistema de abastecimento público municipal, a partir das interações entre os aquíferos e os solos que compõe parte da zona de drenagem do riacho dos Macacos, onde localiza-se a bateria de poços de abastecimento. Para isso, foi realizada uma caracterização dos solos da área quanto os aspectos físicos, químicos e biológicos, através dos indicadores qualitativos de carbono orgânico total, nitrogênio total, respiração basal e relação C/N. Foram caracterizadas também as águas superficiais quanto aos parâmetros de DQO e DBO. Os dados obtidos na caracterização dos solos da área de estudo foram analisados através dos métodos de estatística multivariada, Análise de Componentes Principais e Análise de *Cluster* Aglomerativa Hierárquica. Constatou-se fortes indícios de alterações da qualidade do solo na área de estudo por interferências antrópicas. As águas superficiais encontravam-se poluídas por esgotos em toda a extensão analisada, apresentando demanda química e bioquímica de oxigênio semelhante ao encontrado em esgotos domésticos, não se enquadrando em nenhuma das classes de água doce, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/2005. Os parâmetros qualitativos dos solos indicaram, em algumas áreas, contaminação por material orgânico proveniente de esgotos lançados a céu aberto.

PALAVRAS CHAVES: Qualidade do solo, qualidade da água e saneamento ambiental.

ABSTRACT

The city of Juazeiro do Norte has public water supply performed by underground. However, the city suffers from a lack of basic sanitation with only a portion of the population connected to sewer system. This fact endangers the quality of soils, surface and underground water sources. Starting from the interactions between aquifers and soils the pollution indicators of soils and waters were evaluated in this study as well as its implications for the municipal supply system. The analysis was held in part of the drainage area of the creek named Riacho dos Macacos, where the supply wells battery is located. For this purpose, a characterization of the soils was performed the area concerning physical, chemical and biological aspects analysing qualitative indicators of total organic carbon, total nitrogen, basal respiration and C/N ratio. The surface water was also characterized regarding the parameters of COD and BOD; furthermore, the groundwater was characterized regarding ammonia, nitrite, nitrate and chloride parameters. The data obtained in the characterization of the soils were analyzed using multivariate statistical analysis. (Principal Component Analysis and, Hierarchical Agglomerative Cluster Analysis). The data obtained in the characterization of surface water were evaluated taking into account the framework set out by the CONAMA Resolution No. 357 for classes of freshwaters. Was found strong evidences of changes in soil quality in the study area by anthropogenic interference. Was also noticed pollution in surface waters by sewage to the fullest extent analyzed, presenting chemical and biochemical oxygen demand similar to that found in domestic sewage. The surface water of the analysed areas not satisfied any of the patterns of freshwater, as established by CONAMA resolution No. 357/2005. The qualitative parameters of the soils have indicated, in some areas, contamination by organic material from wastewater launched by open sewers.

KEY WORDS: Soil quality, water quality and environmental sanitation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Região Metropolitana do Cariri - RMC.....	16
Figura 2. Área de estudo correspondente à parte da zona de aluvião do riacho dos macacos.	18
Figura 3. Ilustração do Parque Ecológico das Timbaúbas e Lagoa dos Macacos.....	19
Figura 4. Esboço do Sistema de Aquífero da Bacia Sedimentar da Araripe.....	24
Figura 5. Esquema simplificado do ciclo do nitrogênio.....	32
Figura 6. Contornos de parte da aluvião do Riacho dos Macacos.....	41
Figura 7. Grade de pontos utilizada na definição dos pontos de coleta. Grade de 100 m x 100 m (a), de 150 m x 150 m (b) e de 200 m x 200 m (c).....	42
Figura 8. Pontos de coleta de solo na área de aluvião do Riacho dos Macacos.....	42
Figura 9. Detalhamento da área de estudo por sobreposição de imagens.....	43
Figura 10. Esquema de amostragem em ziguezague, para composição de amostra composta a partir de cinco subpontos de amostragem.....	45
Figura 11. Armazenagem das amostras de solo com respiro.....	46
Figura 12. Pontos de amostragem de água: Lagoa dos Macacos nas vizinhanças do ponto P1 (A) e do P2 (B) de coleta de solos e Riacho dos Macacos, nas vizinhanças dos pontos P6 (c), P7(d).....	47
Figura 13. Mapa de dispersão do pH dos solos da área de estudo.....	53
Figura 14. Mapa de dispersão de COT na área de estudo.....	57
Figura 15. Mapa de dispersão do NT na área de estudo.....	61
Figura 16. Mapa de dispersão das relações C/N na área de estudo.....	64
Figura 17. Mapa da dispersão da produção média de C-CO ₂ na área de estudo.....	68

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1. pH dos solos nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm.....	52
Gráfico 2. COT dos solos nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm.....	54
Gráfico 3. NT dos solos nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm.....	58
Gráfico 4. Relação C/N média dos solos.....	63
Gráfico 5. Variações na produção média de C-CO ₂ acumulada em 10 dias em diferentes análises respirométricas.....	66
Gráfico 6. Dendrograma de dissimilaridade entre classes referentes aos indicadores de qualidade de solo.....	70
Gráfico 7. Dendrograma de dissimilaridade entre as áreas de coleta de solo.....	71
Gráfico 8. Análise dos componentes principais das áreas de coleta.....	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Uso e ocupação na área de coleta das amostras de solo e água.....	44
Tabela 2. Parâmetros analisados nas amostras de solo de parte da zona aluvionar do Riacho dos Macacos, com seus respectivos procedimentos metodológicos.....	47
Tabela 3. Parâmetros analisados nas amostras de água do Riacho e Lagoa dos Macacos, com seus respectivos procedimentos metodológicos.....	48
Tabela 4. Caracterização dos solos nos pontos de coleta, frações granulométricas e teores de umidade nas profundidades de 0 - 10 e 10 - 20 cm.....	50
Tabela 5. pH dos solos nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm.....	52
Tabela 6. COT dos solos nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm.....	56
Tabela 7. NT dos solos nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm.....	59
Tabela 8. Relação C/N dos solos nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm.....	62
Tabela 9. Média acumulada da produção de C-CO ₂ em 10 dias nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm.....	65
Tabela 10. Análise estatística descritiva dos indicadores de qualidade do solo.....	69
Tabela 11. Valores médios de DQO e DBO ₅ e relação DQO/DBO ₅ observados na Lagoa (pontos A e B) e no Riacho dos Macacos (pontos C e D).....	74
Tabela 12. DBO ₅ para corpos d'água destinados ao consumo humano estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/ 2005.....	76

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

C – Carbono;

CAGECE – Companhia de Água e Esgoto do Ceará;

Cl – Cloreto;

C/N - Relação Carbono Nitrogênio;

CO – Carbono Orgânico;

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente;

COT – Carbono Orgânico Total;

CPRM - Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – Serviço Geológico do Brasil;

DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral;

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations;

FUNCEME – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos;

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística;

MO – Matéria Orgânica;

MOS – Matéria Orgânica do Solo;

MS – Ministério da Saúde;

N – Nitrogênio;

NT – Nitrogênio Total;

ONU – Organização das Nações Unidas;

RMC – Região Metropolitana do Cariri;

SEMACE – Superintendência Estadual do Meio Ambiente;

SEMASP – Secretária Municipal de Meio Ambiente e Serviços Públicos;

TFSA – Terra Fina Seca ao Ar.

SUMÁRIO

1. Introdução.....	12
1.1. Generalidades.....	12
1.2. Objetivo Geral.....	14
1.3. Objetivo Específico.....	14
2. Caracterização da Área Estudada.....	16
2.1. Localização e Dados Municipais.....	16
2.2. Aspectos Geomorfológicos e Vegetação.....	20
2.2.2. Condições Climáticas e Hidrológicas.....	21
2.2.3. Solos.....	22
2.3. Aspectos Hidrológicos.....	22
2.3.1. Águas Superficiais.....	22
2.3.2. Águas Subterrâneas.....	23
3. Revisão Bibliográfica.....	26
3.1. Abastecimento Público de Água.....	26
3.2. Padrões de Qualidade e Potabilidade das Águas de Abastecimento.....	28
3.3. Características Gerais dos Sistemas de Aquíferos.....	29
3.4. Solos e Qualidade da Água de Recarga de Aquíferos.....	29
3.5. Carbono e Nitrogênio Disponível no Solo.....	32
3.6. Relação C/N e a Exposição do Solo a Cargas Orgânicas.....	34
3.7. Emissão de CO ₂ em Solos Antropizados.....	36
3.8. Origens e Consequências da Poluição por Nitrato.....	37
4. Materiais e Métodos.....	40
4.1. Generalidades.....	40
4.2. Coletas e Preparo das Amostras.....	40
4.3. Coleta de Solos e Preparo das Amostras.....	45
4.4. Análises Físicas, Químicas e Biológicas do Solo.....	47
4.5. Coleta e Análises Químicas de Águas Superficiais.....	47
4.6. Análise Estatística.....	48

5. 0. Análise e Discussões dos Resultados.....	50
5.1. Características Gerais das Áreas de Coleta.....	50
5. 2. pH do Solo.....	51
5.3. Carbono Orgânico Total.....	54
5.4. Nitrogênio Total.....	58
5.5. Relação C/N.....	62
5.6. Respiração Basal do Solo.....	65
5.7. Análise Estatística dos Indicadores de Qualidade do Solo.....	69
5.8. Análises de Água Superficiais Quanto ao Atendimento à Legislação.....	73
6.0. Conclusões.....	76
Referências.....	78
Apêndice A.....	91
Anexo I.....	96
Anexo II.....	98

1. INTRODUÇÃO

1.1. Generalidades;

1.2. Objetivo Geral;

1.3. Objetivos Específicos.

1. INTRODUÇÃO

1.1 GENERALIDADES

Inúmeras são as questões ambientais que vem ganhando relevância nas últimas décadas, principalmente quando se refere à sustentabilidade do desenvolvimento humano, onde o acesso a água torna-se um fator imprescindível para a sobrevivência.

Segundo dados da FAO (2003) o volume anual de água doce disponível para o abastecimento mundial é estimado na ordem de 43.750 km³/ano, distribuído de acordo com as características climáticas e fisiográficas de cada região. Porém, estudos recentes desenvolvidos pela ONU, mostram que diversos fatores tornam o abastecimento público de água ineficiente. Pode-se citar, por exemplo, o aumento da poluição, o uso excessivo das reservas subterrâneas, a ineficiência e até mesmo ausência dos sistemas de saneamento básico. Estes são fatores que trazem prejuízos à saúde pública e ao desenvolvimento social e econômico de uma população (ONU, 2014).

No Estado do Ceará, cerca de 97% dos municípios possuem cobertura dos sistemas de abastecimento de água e apenas aproximadamente 36% desses municípios apresentam cobertura da rede coletora de esgotos. Nesse contexto, as precárias ou inexistentes condições de saneamento são as principais causas de poluição dos recursos hídricos, tanto em centros urbanos como nas zonas rurais. Problemática que se traduz na redução significativa do volume de água doce disponível, o que conseqüentemente encarece o abastecimento e onera a saúde pública (CEARÁ, 2014).

Localizada na Bacia Sedimentar do Araripe ao sul do Estado do Ceará e contendo a maior reserva de águas subterrâneas do Estado, a região do Cariri cearense, faz divisa com os estados de Pernambuco e Piauí, sendo o município de Juazeiro do Norte a cidade polo da região. Com forte economia e tradição religiosa, é a terceira cidade com maior contingente populacional do estado, atrás apenas da capital Fortaleza e do município de Caucaia (IBGE, 2012).

A cidade de Juazeiro do Norte tem abastecimento público em sua totalidade realizado por exploração de aquíferos subterrâneos. Porém, a metrópole caririense sofre com a falta de saneamento básico. Apenas uma pequena parte de suas habitações é conectada a rede coletora de esgotos, fato que oferece riscos ao sistema de abastecimento de água.

A contaminação por resíduos das atividades humanas pode atingir o sistema aquífero trazendo sérias conseqüências à saúde e a economia. Os esgotos a céu aberto e o uso de fossas negras são a maior preocupação da companhia de abastecimento local.

Segundo a Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM, 2000), a qualidade das águas subterrâneas está diretamente ligada a dois fatores: a carga de contaminantes lançados sobre o solo e a vulnerabilidade natural do aquífero a esses contaminantes. Ainda segundo a CPRM (2000), estudos realizados em diversos países apontam o lançamento de esgotos sobre o solo e o uso intensivo de fossas negras como uma das principais causas de contaminação das águas subterrâneas no mundo, seguindo-se das atividades agrícolas.

Uma das formas de se avaliar o grau de degradação dos solos por resíduos da atividade antrópica é através do monitoramento dos níveis de matéria orgânica presentes em sua composição (SCHJONNING, ELMHOLT E CHISTENSEN, 2004). A observação das quantidades de Carbono e Nitrogênio disponíveis no solo nos permite obter informações sobre o grau de humificação dos compostos orgânicos (MILLER, 2000). Estudos realizados por (HAIDER, MARUMOTO E AZAD, 1991; BRONICK E LAL, 2004) demonstram que a relação C/N é uma ferramenta que pode ser utilizada para estimar a demanda de cargas orgânicas ao qual um solo está exposto.

Santos (2007) e Yang et al. (2010) ressaltam que a relação C/N nos solos apresenta-se normalmente na faixa de 10:1 a 12:1, havendo uma tendência de decréscimo com o aumento da profundidade, podendo variar de acordo com o tipo de solo, o uso e ocupação dos mesmos e o clima da região.

O lançamento constante de resíduos e efluentes diretamente sobre o solo e dentro dos rios e riachos da cidade de Juazeiro do Norte passa a evidenciar um problema que ao longo do tempo poderá comprometer o sistema de abastecimento do município (FRANCA et al. 2006). Para tentar dimensionar esse comprometimento da qualidade hídrica o presente trabalho tomou como base de estudo parte da zona de drenagem do Riacho dos Macacos, área que possui uma bateria de poços do sistema de abastecimento do município.

Nesse trabalho foram realizadas análises de Carbono Orgânico Total, Nitrogênio Total e Respirimetria Basal de amostras de solos coletadas na zona de drenagem do Riacho dos Macacos. A partir dessas informações serão obtidas relações C/N, a partir das quais será possível estabelecer o nível de comprometimento do solo. Para entender a interação entre os solos da aluvião do riacho e as águas superficiais serão analisadas as relações C/N dos solos e as Demandas Químicas e Biológicas de Oxigênio das águas superficiais e de efluentes encontrados na zona de aluvião do riacho.

1.2. OBJETIVO GERAL

Este trabalho tem como objetivo analisar as interações entre os mananciais superficiais e os solos que compõe parte da zona de drenagem do riacho dos Macacos, no município de Juazeiro do Norte/CE. A partir da coleta de amostras de solo e água buscou-se encontrar indícios de contaminação por esgotos domésticos na zona de aluvião do Riacho dos Macacos, onde está inserida uma bateria de poços de abastecimento.

1.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para atender ao objetivo geral deste trabalho, cumpriram-se as seguintes etapas:

- Identificar os impactos ambientais no trecho da aluvião do Riacho dos Macacos, que também constitui parte da área de recarga do aquífero explotado pela bateria de poços de abastecimento público.
- Obter os parâmetros Carbono Orgânico Total, Nitrogênio Total, Respirimetria Basal e a relação C/N de amostras de solos da área aluvionar e as Demandas Químicas e Biológicas de Oxigênio das águas do riacho.
- Verificar o atendimento das águas do riacho aos padrões de Demanda Química e Biológica de Oxigênio referente às classes de águas doces estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005;
- Cruzar as informações obtidas nas etapas anteriores e obter mapas indicadores de áreas suscetíveis à contaminação do aquífero.

2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA ESTUDADA

2.1. Localização e Dados Municipais;

2.2. Aspectos Fisiográficos:

2.2.1. Geomorfologia e Vegetação;

2.2.2. Condições Climáticas e Hidrológicas

2.2.3. Solos;

2.3. Aspectos Hidrológicos:

2.3.1. Águas Superficiais;

2.3.2. Águas Subterrâneas;

2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA ESTUDADA

2.1. LOCALIZAÇÃO E DADOS MUNICIPAIS

Localizada na Bacia Sedimentar do Araripe ao sul do Estado do Ceará e contendo a maior reserva de águas subterrâneas do Estado, a região do Cariri cearense, faz divisa com os estados de Pernambuco e Piauí. Nela encontra-se a Região Metropolitana do Cariri (RMC), composta pelos municípios de Santana do Cariri, Nova Olinda, Farias Brito, Barbalha, Crato, Jardim, Juazeiro do Norte, Missão Velha e Caririáçu, tendo Juazeiro do Norte como cidade polo (Figura 1). (IBGE, 2012; IPECE, 2013).

Figura 1. Região Metropolitana do Cariri - RMC.



Fonte: Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (IPECE, 2007).

O município de Juazeiro do Norte está localizado na mesorregião sul cearense, porção meridional do Estado do Ceará, entre os paralelos $06^{\circ} 46' 07''$ a $07^{\circ} 51' 25''$ S e $38^{\circ} 22' 09''$ a $40^{\circ} 35' 59''$ W, na carta topográfica Crato (SB.24-Y-D-I) (VERÍSSIMO E AGUIAR, 2005; FUNCEME, 2006). Ele abrange uma área de aproximadamente 249 km^2 , limitando-se com os municípios de Caririáçu, Barbalha, Missão Velha e Crato (IPECE, 2013).

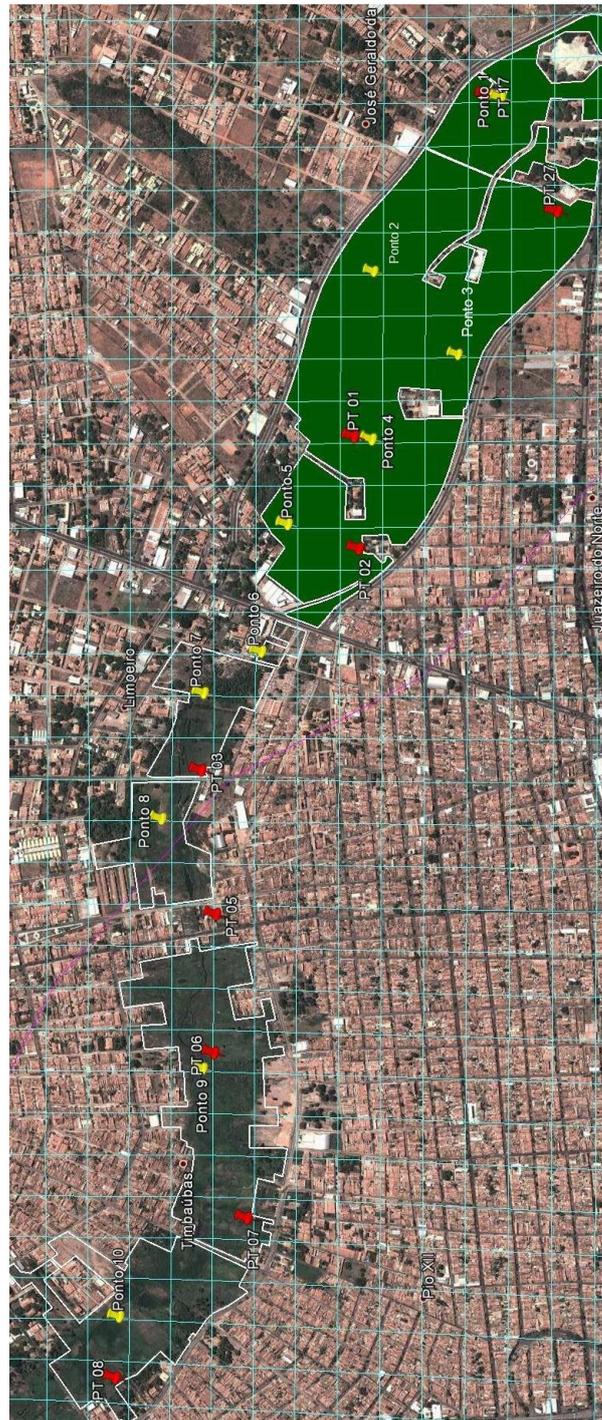
Segundo o IBGE (2010), a partir do último censo, o município de Juazeiro do Norte possui uma população estimada para o ano de 2013 de aproximadamente 261.289 habitantes. Apresentando uma infraestrutura urbana de saneamento correspondente às taxas de 97,67% para abastecimento de água e de 40,32% para cobertura de esgotos, com cerca de

30% das residências conectadas a rede coletora de esgotos (COGERH, 2009).

A zona urbana de Juazeiro do Norte é 100% abastecida por poços, o que gera uma preocupação com a qualidade desse sistema de abastecimento, já que apenas uma pequena parte das residências é conectada a rede coletora de esgotos, predominando em muitos pontos da cidade o uso de fossas negras. A ineficiência do sistema de saneamento básico do município pode trazer sérias consequências à qualidade das águas de abastecimento devido à infiltração e percolação de águas residuárias para o sistema aquífero (FRANCA et al. 2006).

O município de Juazeiro do Norte está inserido na bacia hidrográfica do Rio Salgado, tendo o riacho dos Macacos como um de seus principais sistemas de drenagem. Na aluvião deste riacho, onde foi delimitada a área de estudo, encontra-se 9 poços tubulares profundos que exploram o sistema aquífero local para abastecimento público, com vazão total de aproximadamente 700 m³/h. A área de estudo deste trabalho abrange parte desta aluvião, compreendendo uma área de aproximadamente 857.503 m² (Figura 2), estando parcialmente inserida no Parque Ecológico das Timbaúbas.

Figura 2. Área de estudo correspondente à parte da zona de aluvião do riacho dos macacos.



▣ Contorno da Área de Estudo.

■ Parte da área de estudo, correspondente ao Parque Ecológico das Timbaúbas.

■ PT - Poço Tubular.

■ Ponto de Coleta de Solo.

Fonte: Própria Autora.

O Parque Ecológico das Timbaúbas criado pelo decreto de Lei Municipal nº 1.038 de 23 Março de 1995 tem como objetivo principal preservar a Várzea das Timbaúbas, onde se encontra uma bateria de poços de abastecimento público do município de Juazeiro do Norte. Com uma área de reserva ambiental de 63, 45 ha, a unidade de proteção integral é uma área de preservação da mata ciliar do Riacho dos Macacos e da Lagoa dos Macacos (SEMACE, 2003).

A Lagoa dos Macacos está situada dentro do Parque Ecológico das Timbaúbas, sendo a principal fonte de água para o Riacho dos Macacos (Figura 3). Porém, a referida lagoa atualmente encontra-se poluída, atuando como um manancial receptor dos esgotos a céu aberto da cidade de Juazeiro. Conseqüentemente, o Riacho dos Macacos vem tendo sua drenagem natural totalmente substituída por efluentes domésticos e industriais.

Figura 3. Ilustração do Parque Ecológico das Timbaúbas e Lagoa dos Macacos.



Fonte: Adaptado de SEMACE, 2003.

Franca et al. (2006), relata que o Riacho dos Macacos, na maioria dos parâmetros abordados em sua pesquisa, não se enquadra em nenhuma das classes de águas doces a que se refere a Resolução CONAMA nº 357 de 2005, além de não atender a parte dos parâmetros estabelecidos pela Portaria MS nº 2.914 de 2011. Constatando uma elevada concentração de coliformes totais e termotolerantes nas águas do Riacho dos Macacos, o que acarreta risco aos poços presentes em suas margens.

Estudos realizados por Santos (2004) demonstram que há uma interação entre as águas superficiais poluídas e as águas subterrâneas na região onde estão inseridos os poços de abastecimento da cidade de Juazeiro. Considerando o Riacho dos Macacos o principal elo de conexão entre esses mananciais, devido à forma de transporte da pluma de contaminantes, que é predominantemente na vertical em razão da recarga do Riacho dos Macacos e do bombeamento dos poços.

Os estudos realizados na área demonstram a importância de se conhecer e preservar a zona de aluvião do Riacho dos Macacos, por esta ser de extrema relevância para a manutenção do sistema de aquífero Rio da Batateira e segurança sanitária dos poços de abastecimento municipal.

2.2. ASPECTOS GEOMORFOLÓGICOS E VEGETAÇÃO

A mesorregião sul cearense, onde está inserido o município de Juazeiro do Norte, ocupa uma área de 14.800 km² e compreende uma parcela significativa da Bacia Sedimentar do Araripe, que é composta por um vasto planalto, a Chapada do Araripe e por planícies com desníveis que podem chegar a 400 m (LIMA e RIBEIRO, 2012; FUNCEME, 2006). Esta bacia sedimentar é delimitada por terrenos paleozoicos e pré-cambrianos do embasamento cristalino (NETTO et al. 2012).

Segundo estudos realizados pelo DNPM (1996) o sistema aquífero explorado para abastecimento público e privado do município de Juazeiro do Norte é constituído, da superfície para a base, pelas formações geológicas Rio Batateira (caracterizada por arenitos de granulação média a muito grossa, com grãos angulares e subangulares), Missão Velha (caracterizada por arenitos quartzosos, feldspáticos e/ou caolínicos) e Abaiara (caracterizada por folhelhos silticos e siltitos vermelhos).

Quanto aos solos, na área de drenagem do Riacho dos Macacos encontram-se os Neossolos flúvicos (caracterizado pelos depósitos aluvionares) e os Argissolos Eutróficos, além de uma cobertura sedimentar Cenozóica (caracterizada por sedimentos argilo-arenosos e

areno-argilosos, alaranjados, avermelhados e amarelos, com aglomerados, cascalhosos e laterizados) (SANTOS, 2004 e FREITAS, 2010). Estando presentes na área delimitada para este estudo, Solos Aluviais Eutróficos e Solo Podzólico Vermelho Amarelo Eutrófico.

A cobertura vegetal da área de drenagem do Riacho dos Macacos é constituída de espécies de Caatinga Arbórea e Mata Ciliar. Estando parte dessa vegetação, aproximadamente 55% da cobertura vegetal da área de estudo, protegida pelo Parque Ecológico das Timbaúbas. Encontrando-se espécies como a *Copernicia prunifera* (carnaubeira), *M. hostilis* (jurema-preta), *Piptadenia stipulacea* (jurema-branca) e *Ziziphus joazeiro* (juazeiro), associadas a mata ciliar. E espécies de caatinga arbórea como à *Auxemma onocalyx* (pau-branco), *Anadenathera macracarpa* (angico), *Myracrodruon urundeuva* (aroeira), *Tabebuia impetiginosa* (pau d'arco) e *Torresea cearenses* (cumaru) (SEMACE, 2003; FUNCEME, 2006).

2.2.2. CONDIÇÕES CLIMÁTICAS E HIDROLÓGICAS

A Mesorregião Sul Cearense apresenta predominantemente clima semiárido, com temperaturas médias anuais variando entre 23 °C e 27 °C, sendo o período mais ameno entre os meses de maio a agosto, com temperaturas entre 21 °C e 25 °C. Seu regime pluviométrico caracterizado por chuvas concentradas em poucos meses. Com início das precipitações em dezembro e período mais chuvoso entre os meses de janeiro e maio, correspondendo a 70% das precipitações anuais da região (FUNCEME, 2006).

Nessa região encontram-se o rio Salgado, uma das mais importantes sub-bacias do rio Jaguaribe, com 12.216 km² de área, e o sistema de aquífero médio (Formações Rio da Batateira, Abaiara e Missão Velha), com aproximadamente 500 m de espessura, considerado o sistema de maior importância regional para exploração (COGERH, 2007).

Inserido na Bacia do Salgado, o município de Juazeiro do Norte apresenta clima tropical quente semiárido e tropical quente semiárido brando, com pluviosidade média anual de 900 mm e temperaturas médias que variam entre 24 °C e 26 °C. Seu período chuvoso concentra-se entre os meses de janeiro a maio (IPCE, 2013).

O município realiza seu abastecimento público totalmente por água subterrânea, explorada do sistema de aquífero médio. E apresenta importantes contribuintes para a bacia do Salgado, como o rio Salgadinho e os riachos da Timbaúbas e Macacos (LIMA e RIBEIRO, 2012).

2.2.3. SOLOS

Segundo estudos realizados pela FUNCEME (2012) os principais solos presentes na Mesorregião Sul Cearense são os Neossolos Litólicos, Latossolos, Argissolos, Neossolos Flúvicos, Neossolos Quartzarênicos, Vertissolos, Luviosolos, Nitossolos e Planossolos.

Contudo, na área delimitada para este estudo estão presentes os solos Aluviais Eutróficos e Solo Podzólico Vermelho Amarelo Eutrófico. Que pelo atual sistema brasileiro de classificação dos solos, passam a ser classificados respectivamente de Neossolos Flúvicos e Argissolos Vermelho - Amarelo (FUNCEME, 2006).

As características principais dos Neossolos Flúvicos é serem solos pouco desenvolvidos, formados da deposição de sedimentos fluviais não consolidados, com granulometria variável, apresentando uma textura de arenosa a argilosa e estruturas em blocos granulares ou maciços, com consistência variando de macia até extremamente dura quando o solo está seco (FONTENELE, 2010 e FUNCEME, 2012).

Esses solos estão distribuídos normalmente ao longo de rios e riachos, apresentando um bom potencial agrícola, mas com risco de inundações nos períodos chuvosos, sendo utilizados normalmente para culturas de cana-de-açúcar, algodão, horticultura e culturas forrageiras (DNPM, 1996; LIMA e BARRETO, 2012).

Os Argissolos Vermelho - Amarelo apresentam como uma de suas principais características sua variação de cores entre vermelho-amarelada, amarela e vermelha. Sua profundidade é variável, com textura variando de areia média a argilosa, tendo como material de origem os sedimentos da Formação Brejo Santo e Rio da Batateira.

Esses solos são suscetíveis à erosão, porém apresentam um elevado potencial agrícola, sendo normalmente utilizados para culturas de milho, feijão, mandioca, algodão e pastagens (VERÍSSIMO E AGUIAR, 2005; VIANA, 2007; FUNCEME, 2012).

2.3. ASPECTOS HIDROLÓGICOS

2.3.1. ÁGUAS SUPERFICIAIS

A região do Cariri cearense encontra-se inserida na sub-bacia do Salgado, sendo o rio Salgado seu principal corpo hídrico, com extensão de 308 km. Essa sub-bacia é integrada a bacia do rio Jaguaribe, sendo composta por 23 municípios, com potencial de acumulação de águas superficiais de 447, 41 milhões de m³ (INESP, 2009).

A drenagem superficial da região é composta pelos rios Bastiões, Cariús e Salgado; os rios Batateiras, Granjeiro, Salgadinho e Carás, presentes na região entre as cidades de Crato e Juazeiro do Norte, além dos riachos da Timbaúbas e Macacos, em

Juazeiro; os rios Salamanca e Santana na cidade de Barbalha; o rio Seco no município de Missão Velha e o riacho dos Porcos que drena os municípios de Milagres, Mauriti, Brejo Santo, Porteiras, Jardim e Jati (CPRM, 2009).

A área estudada encontra-se situada em parte da zona de aluvião do riacho dos Macacos, e segundo dados da Secretária de Meio Ambiente e Serviços Públicos do município de Juazeiro do Norte, atualmente o riacho encontra-se completamente poluído, recebendo em média 92 pontos de esgotos a céu aberto proveniente de 46 ruas que se encerram a suas margens. Estando instalados em todo o percurso do riacho 18 poços responsáveis por cerca de 75% do abastecimento de água do município (SEMASP, 2014).

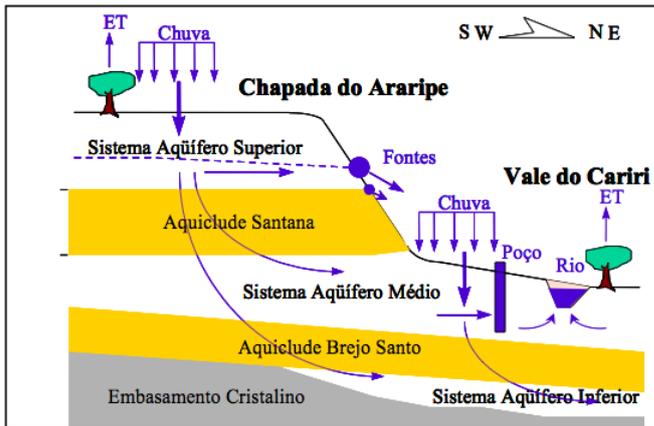
2.3.2. ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

A principal fonte hídrica para o desenvolvimento social e econômico das populações inseridas na sub-bacia do Salgado são as águas subterrâneas da Bacia Sedimentar do Araripe (COGERH, 2007).

A Bacia do Araripe é formada por rochas sedimentares sobrepostas a rochas do embasamento cristalino, apresentando uma diversificação litológica caracterizada por sequências alternadas de arenitos, siltitos, calcários e folhelhos, com espessura total de cerca de 1.600m. Essa diversificação favoreceu o surgimento de aquíferos, aquíferos e aquíferos, que variam espacialmente com descontinuidade vertical e lateral (VIANA, 2007; CPRM, 2009).

Segundo a Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos os melhores sistemas de aquíferos do estado do Ceará, em termos de vazões exploradas, estão localizados na Bacia Sedimentar do Araripe, divididos em três sistemas de aquíferos: Inferior (Formação Mauriti e parte da Formação Brejo Santo), com espessura entre 60 e 100 m; Médio (Formações Rio da Batateira, Abaiara e Missão Velha), com cerca de 500 m de espessura; Superior (Formação Exu e Arajara), com espessura de aproximadamente 320 m. Além dos aquíferos Santana e Brejo Santo, com espessuras respectivamente de 180 m e 400 m (COGERH, 2009; SOUZA e CASTRO, 2013) (Figura 4).

Figura 4. Esboço do Sistema de Aquífero da Bacia Sedimentar da Araripe.



Fonte: MENDONÇA, 2001 apud COGERH, 2009.

A Formação Rio da Batateira pertencente ao sistema de aquífero médio, é de grande importância para o município de Juazeiro. Dessa formação, são exploradas as águas que abastecem toda a cidade através de poços tubulares, estando 18 poços inseridos na área do Riacho dos Macacos.

Estudos realizados por Anjos (2000) revelam que as águas da Formação Rio da Batateira apresentam boas condições para consumo humano, tendo o aquífero condições de atender a demanda hídrica dos municípios de Juazeiro, Crato e Barbalha. Com uma reserva hídrica permanente totalizando 11 bi/m^3 e uma reserva reguladora de $84,1 \text{ mm/ano}$, segundo cálculos realizados por Anjos (2000) através dos dados de poços e fontes levantados pelo DNPM.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

- 3.1. Abastecimento Público de Água;
 - 3.2. Padrões de Qualidade e Potabilidade das Águas de Abastecimento;
 - 3.3. Características Gerais dos Sistemas de Aquíferos;
 - 3.4. Solos e Qualidade da Água de Recarga de Aquíferos;
 - 3.5. Carbono e Nitrogênio Disponível no Solo;
 - 3.6. Relação C/N e a Exposição do Solo a Cargas Orgânicas;
 - 3.7. Emissão de CO₂ em Solos Antropizados;
 - 3.8. Origens e Consequências da Poluição por Nitrato;
-

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. ABASTECIMENTO PÚBLICO DE ÁGUA

A água é um elemento essencial ao desenvolvimento da biosfera, seja como o mais abundante constituinte inorgânico da matéria viva, seja como um meio de vida para diferentes espécies. Ela exerce um papel fundamental na manutenção e desenvolvimento das atividades humanas, sendo utilizada como fator de produção de bens de consumo e produtos agrícolas (REBOUÇAS, BRAGA E TUNDISI, 2006).

Os usos atribuídos à água podem ser os mais diversos, como a preservação de ecossistemas, o abastecimento público e industrial, o desenvolvimento de atividades agropastoris, geração de energia, diluição e transporte de efluentes, entre outros. O abastecimento público, uso que engloba a utilização da água para beber, para higiene pessoal, para preparo de alimentos, para limpeza dos locais de habitação e combate a incêndios (PHILIPPI JR, ROMÉRO E BRUNA, 2004).

A água de abastecimento público é fornecida pelos sistemas de abastecimento que surgiram como uma estratégia de atendimento às demandas de água, abrangendo um conjunto de normas, obras hidráulicas, instalações e serviços necessários para atender as necessidades da população (FUNASA, 2007).

O abastecimento público de água para ser satisfatório deve atender dois aspectos fundamentais: quantidade e qualidade. Água em quantidade suficiente para atender todas as necessidades de consumo e em qualidade adequada aos fins que se destina.

O fornecimento de água potável para a população deve funcionar de forma ininterrupta, para que os sistemas de abastecimento urbano atendam as seguintes perspectivas, para os quais foram planejados (FUNASA, 2007; MOTA E VON SPERLING, 2009):

- controle e prevenção de doenças;
- melhoria das condições sanitárias;
- conforto e segurança coletiva;
- desenvolvimento de práticas recreativas e de esportes;
- aumento do número de áreas verdes (parques, jardins, etc);
- desenvolvimento turístico, industrial e comercial.

Os mananciais de abastecimento são definidos como as fontes de captação de água que podem ser classificados, de acordo com a origem, em superficiais e subterrâneos (ANA, 2010). Os corpos hídricos superficiais são aqueles que se encontram sobre a superfície do solo de forma perene ou intermitente, como rios, riachos, córregos entre outros. Já os mananciais subterrâneos são encontrados abaixo da superfície do solo compreendendo os aquíferos freáticos e confinados, que são explorados através de poços (VESILIND E MORGAN, 2011).

As águas de abastecimento podem apresentar características qualitativas muito variadas, devido os ambientes de origem, os locais por onde fluem ou onde são armazenadas. Sofrem influências também de fatores antrópicos, tais como o uso e ocupação dos solos e atividades socioeconômicas desenvolvidas na bacia hidrográfica (REBOUÇAS, BRAGA E TUNDISI, 2006).

Os mananciais de abastecimento presentes em centros urbanos estão mais suscetíveis a alterações significativas do seu estado de qualidade, devido a um maior número de fontes poluidoras (VESILIND E MORGAN, 2011).

As fontes de poluição das águas de abastecimento são diversas, como a poluição natural, ocasionada pelo arraste de partículas do solo e resíduos presentes em sua superfície pela ação das águas das chuvas, ou pelas próprias características do solo por onde percolam. Neste contexto as fontes de poluição mais significativas são aquelas originárias de atividades humanas, como os esgotos domésticos, os efluentes industriais e os sistemas de drenagem de áreas agrícolas e urbanas (GRADVOHL, SOUZA E SANTOS, 2008).

Alterações nas características físicas, químicas e biológicas das águas de abastecimento poderão ser ou não representativas para o uso a qual se destinam, dependendo da intensidade da carga de poluentes que chega ao corpo d'água. Os efeitos dessas alterações sobre o abastecimento público englobam (PHILIPPI JR, ROMÉRO E BRUNA, 2004; MILLER JR, 2011):

- a contaminação microbiológica;
- as variações rápidas e imprevisíveis na qualidade das águas dos mananciais;
- a presença de produtos químicos que conferem cor, odor e sabor às águas, ou causam espumas, dureza e corrosão;
- o encarecimento do tratamento de água;
- e a escassez hídrica

Para o sistema de abastecimento público garanta o fornecimento de água potável para a população a água bruta deverá ser de boa qualidade, sendo necessárias medidas especiais de regulação para este fim.

As águas para abastecimento humano devem atender padrões mínimos de potabilidade, tais como: ausência de substâncias e microrganismos patogênicos ou compostos que propiciem o desenvolvimento dessas substâncias e ausência de sólidos suspensos e odor (FOSTER et al. 2006).

O uso de águas superficiais e subterrâneas para o abastecimento requer que os órgãos ou entidades responsáveis atendam as normas federais, estaduais e locais que garantem o acesso à água potável de qualidade.

3.2. PADRÕES DE QUALIDADE E POTABILIDADE DAS ÁGUAS DE ABASTECIMENTO

No Brasil, a Lei nº 11.445 de 2007, que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico, define abastecimento de água potável como:

“um sistema constituído por atividades, infraestruturas e instalações necessárias para fornecer água potável, desde a captação até as ligações prediais”.

Para cumprir as exigências de potabilidade e acesso seguro à água, as companhias de abastecimento devem atender a Portaria nº 2.914 de 2011 do Ministério da Saúde que define água potável como:

“aquela que é destinada ao consumo humano cujos parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radiativos atendam ao padrão de potabilidade e que não ofereça riscos à saúde”.

Para as águas superficiais verifica-se o enquadramento a Resolução CONAMA nº 357 de 2005, segundo as classes de água doce (Anexo I).

O atendimento aos padrões de qualidade e potabilidade exigidos através de portarias e resoluções faz-se necessário no intuito de atender os objetivos e diretrizes que são estabelecidos na Lei Federal nº 9.433 de 1997, que traz com um dos seus objetivos:

“assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos”.

3.3. CARACTERÍSTICAS GERAIS DOS SISTEMAS DE AQUÍFERO

As águas subterrâneas originam-se principalmente no ciclo hidrológico, processo dinâmico e interativo de circulação da água na Terra, que se desenvolve na atmosfera, hidrosfera, biosfera e geosfera, acionado pela energia solar e pela gravidade. Essas águas também podem ter sua origem associada à formação da rocha, presentes nos interstícios das rochas sedimentares, denominadas de águas conatas, e águas juvenis quando de origem magmática (TODD, 1980; OLIVEIRA, 2011a).

O ciclo hidrológico é constituído pelas etapas de precipitação, evaporação, transpiração, escoamento superficial e infiltração. Na etapa de infiltração ou escoamento subsuperficial a água precipitada penetra nos poros do solo ou fendas da rocha, movendo-se por ação da gravidade para as camadas mais profundas, provendo o surgimento dos aquíferos subterrâneos (PANACHUKI, 2003).

Próximo à superfície, os poros do solo e das rochas detêm pouca umidade, compondo a zona não saturada. Com o aumento da profundidade, surge a zona de saturação, onde esses espaços são completamente preenchidos por água. Na parte superior da zona de saturação encontra-se o lençol freático, já com maior profundidade podem-se encontrar as camadas geológicas denominadas de aquíferos.

Os aquíferos desempenham um papel essencial para o abastecimento público de água no município de Juazeiro do Norte, onde a água subterrânea constitui 100% do sistema de abastecimento.

Apesar de essas fontes subterrâneas desempenharem tão importante papel, pouco tem sido feito no intuito de preservá-las. Segundo Hirata et al. (2007), a dificuldade de preservação dos aquíferos subterrâneos vem do conhecimento limitado sobre a recarga, volumes armazenados e efetiva exploração, somando-se a esses fatores a crescente contaminação pelas atividades antrópicas.

3.4. SOLOS E QUALIDADE DA ÁGUA DE RECARGA DE AQUÍFEROS

As águas subterrâneas são essenciais ao suporte dos ecossistemas e ao desenvolvimento socioeconômico de populações que vivem em regiões áridas. Nessas áreas, o amplo uso dos aquíferos, abrange desde o abastecimento, até as atividades de agricultura e processos industriais. Sendo a manutenção da qualidade destas águas, essencial para garantir a sustentabilidade dos usos múltiplos (FEITOSA E VIDAL, 2004).

Porém, as atividades humanas caracterizam-se por dois perfis de comportamento: o de consumo acelerado de recursos naturais em ritmo maior do que à capacidade de suporte

dos sistemas ecológicos; e o de geração de resíduos em quantidades maiores do que a capacidade de assimilação dos ciclos naturais de nutrientes (MORAES E JORDÃO, 2002). Esses perfis da atividade humana alteram as condições naturais do meio.

Quando se trata da qualidade de águas subterrâneas estas podem ser influenciadas tanto por fatores antropogênicos quanto por fatores naturais. O crescimento das atividades humanas, da urbanização, industrialização e agricultura, podem ocasionar a deterioração da qualidade das águas e do solo. Porém, a qualidade dessas águas pode ser consequência direta da composição litológica, geológica e pedológica presente na região onde está localizado o sistema de aquífero (RESENDE, 2002; ARAÚJO et al. 2012).

A composição físico-química das águas subterrâneas também é resultado do enriquecimento mineral durante o ciclo hidrológico, ou seja, do contato das águas com o ar, as superfícies e o solo, além do tempo de residência no aquífero (RIBEIRO et al. 2007).

Em princípio, as águas subterrâneas apresentam boas condições de qualidade e estão mais protegidas da contaminação, devido ao solo e aos microrganismos que atuam como um filtro natural, retendo e transformando os sólidos orgânicos que podem causar alterações nas condições naturais do aquífero (FOSTER et al. 2006).

Contudo, as quantidades significativas de poluentes lançados na água, no ar e no solo, provocam a contaminação desses ambientes. A taxa de lançamento desses contaminantes muitas vezes supera a capacidade de remoção, resultando no acúmulo de substâncias químicas, especialmente nas águas e poros do solo (NASCIMENTO E BARBOSA, 2005; JHA, 2010).

Os solos desempenham um papel fundamental na qualidade hídrica, pois as águas provenientes das precipitações, sistemas de irrigação e de cursos de água superficiais ao percolarem o mesmo, podem carrear substâncias dissolvidas, que poderão chegar aos lençóis freáticos e aquíferos profundos, alterando as condições naturais (RESENDE, 2002; PAREDES JUNIOR, 2012).

O processo de lixiviação ou carreamento de substâncias pode ser influenciado pelos atributos físicos e químicos do solo, através de interações como as reações de adsorção. Esses fatores condicionam a movimentação de substâncias nos interstícios do solo, e consequentemente seu potencial poluidor (CAVANAGH, 2006).

Tradicionalmente os solos têm sido utilizados como receptores de resíduos das atividades humanas. Segundo Foster et al. (2006) as principais cargas poluentes lançadas em solos antropizados são esgotos domésticos e industriais, fertilizantes, pesticidas, efluentes de curtumes e fazendas de gado.

Esses lançamentos exigem que sejam adotadas medidas de proteção em áreas onde estão instalados poços de abastecimento (público ou privado), pois a presença desses compostos altera as condições geoquímicas da área receptora, podendo, por exemplo, elevar as concentrações de nitrato e ocasionar variações de pH no meio (DINIS E FRAGA, 2005).

Uma forma de monitorar as alterações das condições naturais dos solos e avaliar o possível impacto dessas alterações para os cursos de água superficiais e subterrâneos é através de indicadores. Sendo o indicador, uma ferramenta que possibilita medir condições, processos, reações e comportamentos sobre um dado recurso, em resposta as pressões antrópicas (MARZALL E ALMEIDA, 2000; SILVA et al. 2011).

Segundo Leite e Araújo (2007), um dos maiores desafios dos atuais pesquisadores é estabelecer indicadores simples e confiáveis para avaliação do solo. Pois a qualidade do mesmo deve ser quantificada tomando como base as propriedades físicas, químicas e biológicas, passíveis de serem monitoradas ao longo do tempo.

Silva et al, (2011) afirma que vários elementos químicos podem ser utilizados como indicadores da qualidade do solo, como pH, Alumínio, Cálcio, Magnésio, Nitrogênio, Fósforo, Potássio, Enxofre, Carbono orgânico, entre outros. Sendo a matéria orgânica presente no solo (MOS) um dos mais importantes indicadores, porque mantém relação com várias propriedades físicas, químicas e biológicas.

Existem diversos tipos de substratos orgânicos no solo, compostos por resíduos animais e vegetais em diferentes estádios de decomposição, que favorecem o desenvolvimento da microbiota. Porém, a aplicação inadequada de pesticidas e poluentes pode comprometer o desenvolvimento dos microrganismos e os processos biogeoquímicos (LEITE E ARAÚJO, 2007).

Carvalho (2005) ressalta que a qualidade do solo está diretamente ligada à atividade microbiana, estando dependente das reações biológicas e bioquímicas catalisadas por esses microrganismos no processo de transformação da MOS, através da ciclagem biogeoquímica.

A microbiota é considerada um sensível indicador para avaliação de impactos antropogênicos sobre os processos biológicos do solo, uma vez que as atividades metabólicas podem ser influenciadas pelos diversos fatores estressantes que atuam sobre o meio.

Em estudos realizados para avaliar os efeitos antropogênicos sobre a dinâmica dos microrganismos presentes no solo, as ferramentas mais utilizadas são: a liberação de CO₂ pela respiração microbiana e os teores de nitrogênio e carbono disponíveis no meio (SILVEIRA e FREITAS, 2007).

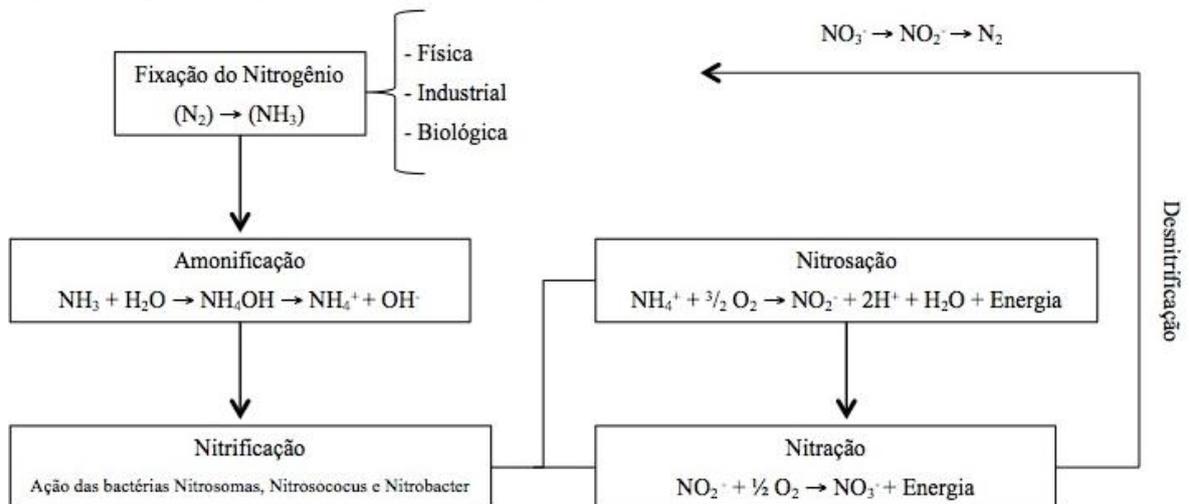
3.5. CARBONO E NITROGÊNIO DISPONÍVEL NO SOLO

As frações de carbono orgânico total (COT) e o nitrogênio total (NT) desempenham um importante papel na manutenção da qualidade do solo, na produtividade agrícola e na qualidade ambiental, com efeitos sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas, tais como ciclagem de nutrientes e a retenção de água no solo (AL-KAISI, YIN e LICHT, 2005).

Durante o processo de decomposição da MOS, compostos complexos são transformados por atividade da microbiota, havendo a liberação de carbono, nitrogênio e outros compostos mais simples. Esses compostos se dispersam no meio de diferentes formas, podendo em parte retornar à atmosfera em forma de gás (CO_2 , NH_3 , etc.), ter uma fração imobilizada pelos microrganismos decompositores, permanecendo outra parte na forma prontamente assimilável pelas plantas onde o excedente é perdido por volatilização ou lixiviação (SOUZA E MELO, 2000; PIMENTEL, 2012).

A maior parte do nitrogênio disponível no solo encontra-se na forma orgânica e apenas uma pequena parte está disponível nas formas inorgânicas de amônio (N-NH_4^+), nitrito (N-NO_2^-) e nitrato (N-NO_3^-). A transformação da fração de N orgânico do solo em N inorgânico dá-se por meio de processos físico-químicos e biológicos que compõe a ciclagem do nitrogênio (Figura 5) (ERNANI, 2003; PEIXOTO, 2008).

Figura 5. Esquema simplificado do ciclo do nitrogênio.



Fonte: Própria Autora.

As principais fontes de entrada de nitrogênio no solo são: a decomposição de resíduos orgânicos (vegetais e animais), o lançamento de efluentes domésticos, a adição de fertilizantes, a fixação biológica e as precipitações.

No solo o nitrogênio pode ser mineralizado, ou seja, o N orgânico é transformado em N inorgânico através da ação de microrganismos heterotróficos, ou sofre imobilização que é um processo inverso a mineralização. Na imobilização o N mineral é transformado em N orgânico através de microrganismos que assimilam as formas inorgânicas de N para atender suas necessidades metabólicas, utilizando-as para a síntese dos constituintes orgânicos de suas células (ERNANI, 2003; ALFAIA, 2006; PIMENTEL, 2012).

Segundo Ernani (2003), a dinâmica do nitrogênio no solo depende principalmente dos fatores: disponibilidade de resíduos orgânicos, relação entre o Carbono e o Nitrogênio (C/N) do solo e resíduos, umidade e pH do solo. Esses fatores ambientais podem influenciar expressivamente as atividades microbiológicas e consequentemente a dinâmica do nitrogênio no solo, podendo reduzir ou aumentar sua disponibilidade no meio.

Outro processo indispensável para a manutenção da qualidade ambiental do solo é a ciclagem do Carbono. Esse processo ocorre em duas fases: a de fixação do C-CO₂ atmosférico e a de regeneração, sendo os organismos fotossintéticos presentes no meio responsáveis pela fixação e conversão do CO₂, através da síntese de compostos hidrocarbonados (LOVATO, 2001). Esses compostos retornam posteriormente ao solo pela ação dos organismos que regeneram o CO₂, através das reações de oxidação respiratória. A fase de regeneração consiste basicamente na decomposição de substâncias carbonadas por atuação da microbiota (MILLER JR, 2011; PULROLNIK, 2009).

O carbono é encontrado no solo na forma mineral e orgânica, sendo o carbono orgânico (CO) o principal constituinte da matéria orgânica presente no solo, composta principalmente por C (52 - 58%), O (34 - 39%), H (3,3 - 4,8%) e N (3,7 - 4,1%). Sendo o carbono orgânico total (COT), a fração de carbono (C) armazenada na MOS, a principal fonte de energia e nutrientes para os microrganismos presentes no solo através do processo de mineralização (CAS, 2009; PIMENTEL, 2012).

No solo aproximadamente 95% do nitrogênio orgânico (NO) presente encontra-se associado ao CO, ambos compondo a estrutura química dos substratos orgânicos, enquanto os 5% restantes encontram-se na forma mineral, ou seja, prontamente disponível para as plantas e sujeita a perdas por volatilização e/ou lixiviação. Ressaltando-se que a disponibilidade de N no solo é controlada através dos processos de mineralização e imobilização, que ocorrem simultaneamente à decomposição do CO por ação da microbiota do solo (AITA E GIACOMINI, 2008).

O solo é a maior reserva terrestre de CO, armazenando mais C do que está contido cumulativamente nas plantas e na atmosfera. A disponibilidade de C nos solos está diretamente ligada a fatores externos como clima, topografia, quantidade e qualidade dos resíduos, e por fatores internos como o grau de agregação, textura e composição mineralógica (JOBÁGY E JACKSON, 2000).

Segundo Pimentel (2012) e Araújo et al. (2012) o solo tem uma capacidade limitada de acumulação de C. Essa capacidade varia no tempo e em relação a fatores que desempenham um papel importante na complexa dinâmica do carbono orgânico do solo (COS), como a textura do solo, o uso da terra e as práticas de manejo. Pode-se citar como exemplo dessa relação, o decaimento das saídas de CO em solos argilosos, onde a MO mantém-se em grande parte protegida da ação dos microrganismos em decorrência da estrutura dos grãos do solo.

Castro Filho, Muzilli e Podanoschi (1998) descrevem o importante papel que a MO desempenha na formação, estabilização e manutenção da qualidade do solo em decorrência das ligações dos polímeros orgânicos com a superfície inorgânica do meio. Salienta-se também, à ação dos microrganismos presentes no solo, responsáveis pela decomposição da MO, como um fator chave no controle dos estoques de C e N.

3.6. RELAÇÃO C/N E A EXPOSIÇÃO DO SOLO A CARGAS ORGÂNICAS

O solo é um sistema biológico dinâmico e complexo no qual os microrganismos necessitam de carbono, como matriz energética, e de nitrogênio para síntese proteica. Por esta razão, a relação entre os teores de carbono e nitrogênio disponíveis no solo é considerada um parâmetro essencial para conhecer o tempo de decomposição e a quantidade de nutrientes presentes no material orgânico que irá viabilizar a atividade da microbiota (FERNANDES E SILVA, 1999; MILLER, 2000).

O material orgânico que apresenta uma baixa relação C/N decompõe-se mais rapidamente, liberando maior quantidade de nutrientes para o solo. Segundo Pitombo (2011) a relação C/N nos solos é próxima à dos microrganismos, uma vez que estes imobilizam a MOS para composição da maior parte da biomassa, sendo os principais atores do processo de ciclagem de C e N no solo.

A relação C/N é obtida através das frações de COT e NT presentes no solo. Para uma melhor compreensão, pode-se considerar uma amostra hipotética de solo que apresenta uma fração de 42% de carbono e 7% de nitrogênio, esta irá apresentar uma relação C/N de 6

(42/7 ou 6/1), ou seja, na amostra há uma quantidade 6 vezes maior de carbono em relação a fração de nitrogênio.

Leite e Santos (2007) afirmam que a relação C/N da MO em solos agrícolas varia entre 9 e 14, valor próximo ao que é encontrado nos tecidos dos microrganismos e no húmus que apresenta uma relação C/N média de 10. Os valores da relação C/N são geralmente mais baixos em solos de zonas áridas, onde há pouca precipitação, quando comparada aos valores encontrados em zonas úmidas. Havendo também um decréscimo da relação C/N com o aumento da profundidade no perfil do solo (PITOMBO, 2011).

Segundo Miller (2000), existe uma diferença entre a relação C/N da MO bruta e da MO em forma de húmus. As taxas N tendem a variar consideravelmente nos diferentes estágios de decomposição da MOS, estabilizando-se ao atingir a forma de húmus. No C, há uma condição diferente: mesmo ocorrendo grandes perdas na transformação da MOS em húmus, os teores do mesmo não apresentam relevante variação durante esse processo.

A resposta para essa variação pode estar na atividade da microbiota. Os microrganismos se multiplicam rapidamente quando certa quantidade de MO bruta é aplicada no solo e nesse processo há um maior consumo de nitrogênio (SANTOS, 2010).

Miller (2000) também descreve que a relação C/N tende a ser menor em solos áridos. O aumento das precipitações e da acidez do solo tendem a elevar a relação C/N, enquanto elevadas temperaturas tendem a reduzir essa relação.

A escassez ou a deficiência de N e C no solo são fatores limitantes da atividade microbiológica. Em solos que apresentam alta relação C/N, ou seja, que são pobres em N há uma tendência de redução das populações microbianas, uma vez que esses organismos não encontram N suficiente para a síntese proteica (FERNANDES E SILVA, 1999; MILLER, 2000; BOOTH et al. 2005).

Moreira e Malavolta (2004) descrevem em seus estudos a importância do uso da terra no conteúdo de C e N do solo, uma vez que atividades de desmatamento, queimada e substituição de vegetação nativa por pastagens causam uma quebra nos ciclos do carbono e nitrogênio. Nestes casos há uma alteração significativa na qualidade e quantidade de MOS, o que conseqüentemente afeta a atividade da biomassa microbiana.

O aporte de substratos orgânicos no solo como esterco animal, lodo de esgotos domésticos e resíduos sólidos da atividade humana também podem comprometer a relação C/N dos solos, dependendo da composição, carga e tempo de inserção no solo (JOBÁGY E JACKSON, 2000).

Al Omron et al. (2012), afirmam que esses compostos oferecem riscos agrícolas e ambientais por apresentarem maiores teores de MO dissolvida, sólidos em suspensão e demanda química e biológica de oxigênio (DQO e DBO). Além de produzir efeitos adversos que variam da diminuição das taxas de infiltração, pelo bloqueio físico dos poros pelos materiais em suspensão, ao aumento das concentrações de metais, principalmente devido à irrigação com esgoto urbano.

3.7. EMISSÃO DE CO₂ EM SOLOS ANTROPIZADOS

Atualmente o ciclo biogeoquímico do C tem estado em evidência devido o aumento dos níveis de CO₂ na atmosfera, assim como de outros gases do efeito estufa (ROSA, MESSIAS E AMBROZINI, 2003). Bortolom (2008) enfatiza que o aumento dos níveis de CO₂ deve-se em grande parte a remoção da vegetação nativa para cultivos de lavouras e a acelerada degradação do solo em consequência das atividades humanas.

Os solos antropizados podem ser definidos como aqueles que apresentam uma redução da capacidade atual e/ou futura de produção de bens e serviços, e que tiveram suas características naturais alteradas por efeitos da atividade humana (REEVES, 1997; SANTOS, 2010).

Atualmente o conceito de qualidade do solo vem se expandindo, passando a associar sua importância não só com a manutenção dos sistemas produtivos, mas como um fator indispensável de proteção das bacias hidrográficas e águas subterrâneas, sem esquecer a sua importante participação no sequestro de C (BRONICK E LAL, 2004).

Elementos como C, N, água e MO, são os principais indicadores da qualidade dos solos. Sendo necessário um maior entendimento da relação entre esses indicadores e as transformações na dinâmica de uso do solo, para se compreender os efeitos ambientais impostos pela ação humana ao meio (YANG et al. 2010).

Segundo Evans et al. (2001), as concentrações de CO₂ na atmosfera tem aumentado desde o início da revolução industrial, acentuando-se com as mudanças de uso e manejo dos solos, e com a crescente remoção de florestas e da cobertura vegetal natural. Fracetto (2008) enfatiza que a interferência antrópica é responsável pela redução dos estoques de CO nos solos e pelo aumento das emissões de CO₂ para a atmosfera, principalmente devido às atividades que ocasionam o constante revolvimento desse meio.

O sequestro do CO₂ atmosférico ocorre pela ação de organismos fotossintéticos presentes no solo, que captam C-CO₂ para a síntese de seus compostos hidrocarbonados. Esses compostos retornam posteriormente ao solo como resíduo vegetal, sendo transformados

através das reações de oxidação respiratória promovidas pela microbiota, tendo como produto final dessas reações o C-CO₂, que é liberado para a atmosfera (BRONIK E LAL, 2004; PULROLNIK, 2009).

Os solos funcionam simultaneamente como fonte e dreno de CO₂ para a atmosfera. O fluxo de entrada e saída de C-CO₂ no solo determina o balanço de C líquido disponível para o ecossistema. Porém, esse fluxo depende do tipo de solo, das condições climáticas e práticas de manejo aplicadas (PITOMBO, 2011).

A quantidade de CO₂ emitida pelo solo é utilizada como um índice da atividade microbiana, uma vez que o CO₂ é o produto final do metabolismo energético da microbiota. Essa atividade é medida através da taxa de respiração microbiana, que consiste em medir a evolução do CO₂ produzido em um determinado período de tempo (SCHIMTZ, 2003; PULROLNIK, 2009). Contudo, a produção de CO₂ tende a reduzir com o tempo, à medida que os compostos mais lábeis são preferencialmente degradados pela microbiota, ocorrendo em seguida à decomposição dos compostos mais estáveis (COSTA, 2009; SANTOS, 2003).

Os métodos respirométricos estático e dinâmico são os mais utilizados atualmente para acompanhar a atividade metabólica dos microrganismos, através do monitoramento em laboratório da produção de CO₂ ou consumo de O₂ por unidade de volume e de tempo (SOUZA et al. 1999; KUMMER et al. 2008).

3.8. ORIGENS E CONSEQUÊNCIAS DA POLUIÇÃO POR NITRATO

A contaminação do ambiente por nitrato tem origem no manejo agrícola inadequado, na atividade pecuária e na intensificação da urbanização e da industrialização. Tornando-se um problema crescente especialmente nos países em desenvolvimento, onde são encontradas elevadas cargas de nitrato principalmente nos aquíferos (MENEZES, 2012).

O nitrato é a forma de nitrogênio assimilável pelas raízes da vegetação. A predominância de cargas negativas no solo ocasiona uma baixa interação entre as partículas do solo e o NO₃⁻, fazendo com que este ânion apresente grande mobilidade nos interstícios do solo, o que o torna mais sujeito a lixiviação. Portanto, o nitrato pode facilmente atingir as camadas mais profundas do solo, podendo chegar às águas superficiais ou subterrâneas (RESENDE, 2002; MENEZES, 2012).

Nas atuais práticas agrícolas o suprimento de nitrogênio para as culturas não depende apenas da fixação biológica, mas da adição de fertilizantes nitrogenados químicos ou orgânicos. O manejo inadequado desse tipo de adubação pode acarretar uma carga excessiva

de nitrato no solo, causando um desequilíbrio no sistema solo-planta em relação aos nutrientes essenciais, podendo ocasionar desde problemas na produção, até a contaminação de águas superficiais e subterrâneas (MADEIRA, 2010; SILVA et al. 2010).

No entanto, o processo acelerado de urbanização também é um contribuinte para a elevação dos níveis de nitrato no sistema solo-água, os efluentes industriais e domésticos, incluindo as fossas, assim como os resíduos sólidos são comumente despejados no solo acarretando contaminação e conseqüente deterioração dos aquíferos (KHAI et al. 2008).

Os efluentes urbanos são frequentemente utilizados para irrigação e fertilização, sendo o esgoto muitas vezes a única alternativa hídrica para os agricultores (SOUZA et al. 2011; AL OMRON et al, 2012). Dependendo dos métodos de manejo utilizados, essa prática pode vir a ser uma oportunidade de reúso sustentável ou um problema para o ambiente e a saúde pública. Contudo, alguns agricultores optam pelo uso de esgotos na irrigação, por seu valor nutricional, reduzindo as despesas com fertilizantes químicos (KHAI et al. 2008; EZE, OMEH E UGWEJE, 2013).

Harter et al. (2002) avaliaram a qualidade das águas do lençol freático na região norte de San Joaquin Valley (Califórnia), região hidrológica bastante vulnerável conhecida pela intensa atividade de produção de laticínios. Eles constataram a presença de altos níveis de nitrato em poços a jusante das centrais de produção de laticínios. Tais resultados permitiram detectar uma clara influência dos altos níveis de esterco e efluentes gerados dentro dessas unidades a partir dos altos valores de nitrato encontrados.

Almasri e Kaluarachchi (2004) encontraram elevadas concentrações de nitratos nas águas subterrâneas do Condado de Whatcom, em Washington. Eles verificaram que as atividades agrícolas foram as principais fontes das elevadas cargas de nitrato nas águas subterrâneas. No mesmo trabalho eles também verificaram altas concentrações de nitrato em áreas com uso intensivo de fossas sépticas.

Diversos trabalhos realizados mostram a influência do uso e ocupação do solo e das águas de superfície, sejam estas residuais ou não, na dinâmica qualitativa das águas de abastecimento. As elevadas concentrações de nitrato nas águas superficiais e subterrâneas usadas no abastecimento público estão relacionadas com problemas de saúde, como metahemoglobinemia em crianças e câncer de estômago em adultos (RESENDE, 2002; ROBILLARD et al. 2014).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

- 4.1. Generalidades;
 - 4.2. Coleta e Preparo das Amostras;
 - 4.3. Coleta de Solos e Preparo das Amostras;
 - 4.4. Análises Físicas, Químicas e Biológicas do Solo;
 - 4.5. Coleta e Análises Químicas de Águas Superficiais;
 - 4.6. Análise Estatística.
-

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. GENERALIDADES

Os experimentos foram realizados nos Laboratórios de Solos, Microbiologia Ambiental e Química Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – Campus Juazeiro do Norte e no Laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Cariri.

Inicialmente foram feitas coletas de amostras de solos e água na zona de drenagem e no Riacho dos Macacos. Nas amostras de solos foram analisados os parâmetros Carbono Orgânico Total (COT), Respirometria Basal, Nitrogênio Orgânico Total, Granulometria, Umidade, Capacidade de Campo e pH; e nas águas do riacho, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO).

4.2. COLETAS E PREPARO DAS AMOSTRAS

As coletas de amostras de solos e água foram realizadas durante um período de 4 meses, de Outubro de 2013 à Janeiro de 2014, sendo um total de 6 coletas. Para definição das áreas de amostragem utilizou-se imagens do Software Google Earth, onde foram traçados contornos de parte da aluvião do Riacho dos Macacos (Figura 6). Esses contornos foram trabalhados posteriormente no Software ArcGis 10.1, onde definiu-se uma malha de pontos para determinação dos locais das amostragens de solos.

Figura 6. Contornos de parte da aluvião do Riacho dos Macacos.

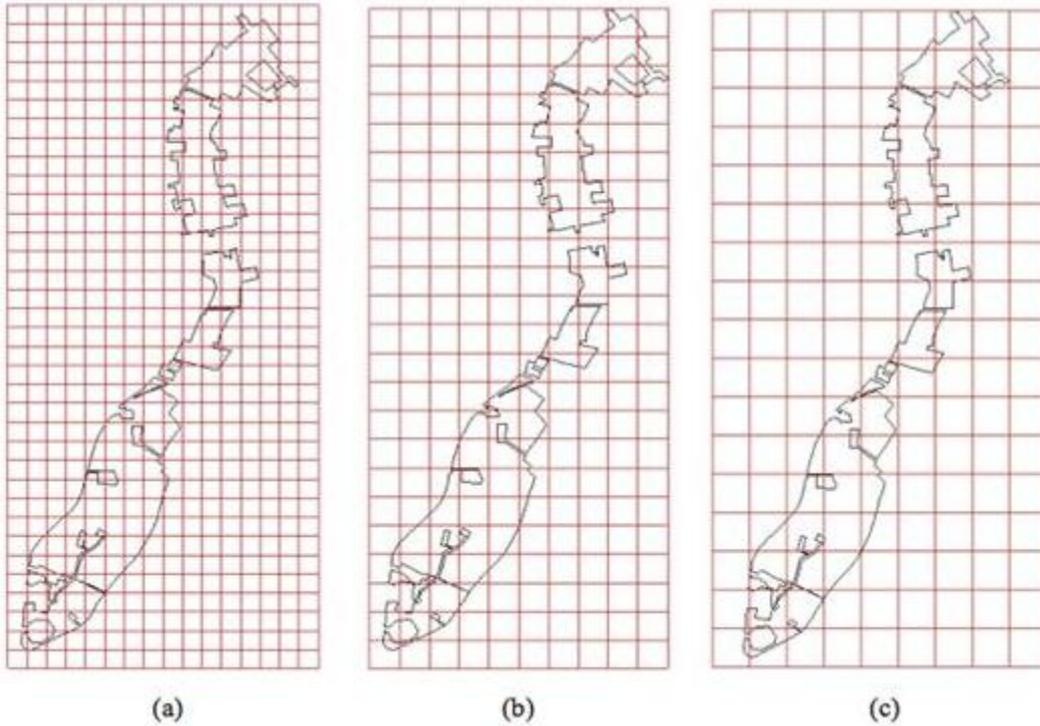


Fonte: Própria Autora.

A malha de pontos foi definida para dividir de maneira uniforme a área selecionada para coleta, propiciando a escolha de pontos representativos da área de drenagem do Riacho, localizados em regiões de relevo suave, com solo sem sombreamento por copa de árvores e com características de uso e ocupação que representassem a condição geral da área.

Para definição da malha de pontos, inicialmente foram confeccionadas três grades de respectivamente 100 m x 100 m, 150 m x 150 m e 200 m x 200 m (Figura 7), que sobrepostas à imagem do contorno da zona de aluvião, forneceram opções para locação dos pontos de coleta. Neste contexto escolheu-se a malha de 100 m x 100 m por ter fornecido um maior número de pontos dentro do contorno estabelecido como área de estudo (Figura 7a).

Figura 7: Grade de pontos utilizada na definição dos pontos de coleta. Grade de 100 m x 100 m (a), de 150 m x 150 m (b) e de 200 m x 200 m (c).



Fonte: Própria Autora.

Após a obtenção da malha, procedeu-se a escolha dos pontos de amostragens de solos (Figura 8). A escolha foi precedida de uma visita aos locais selecionados para verificação da acessibilidade e para georreferenciamento dos pontos.

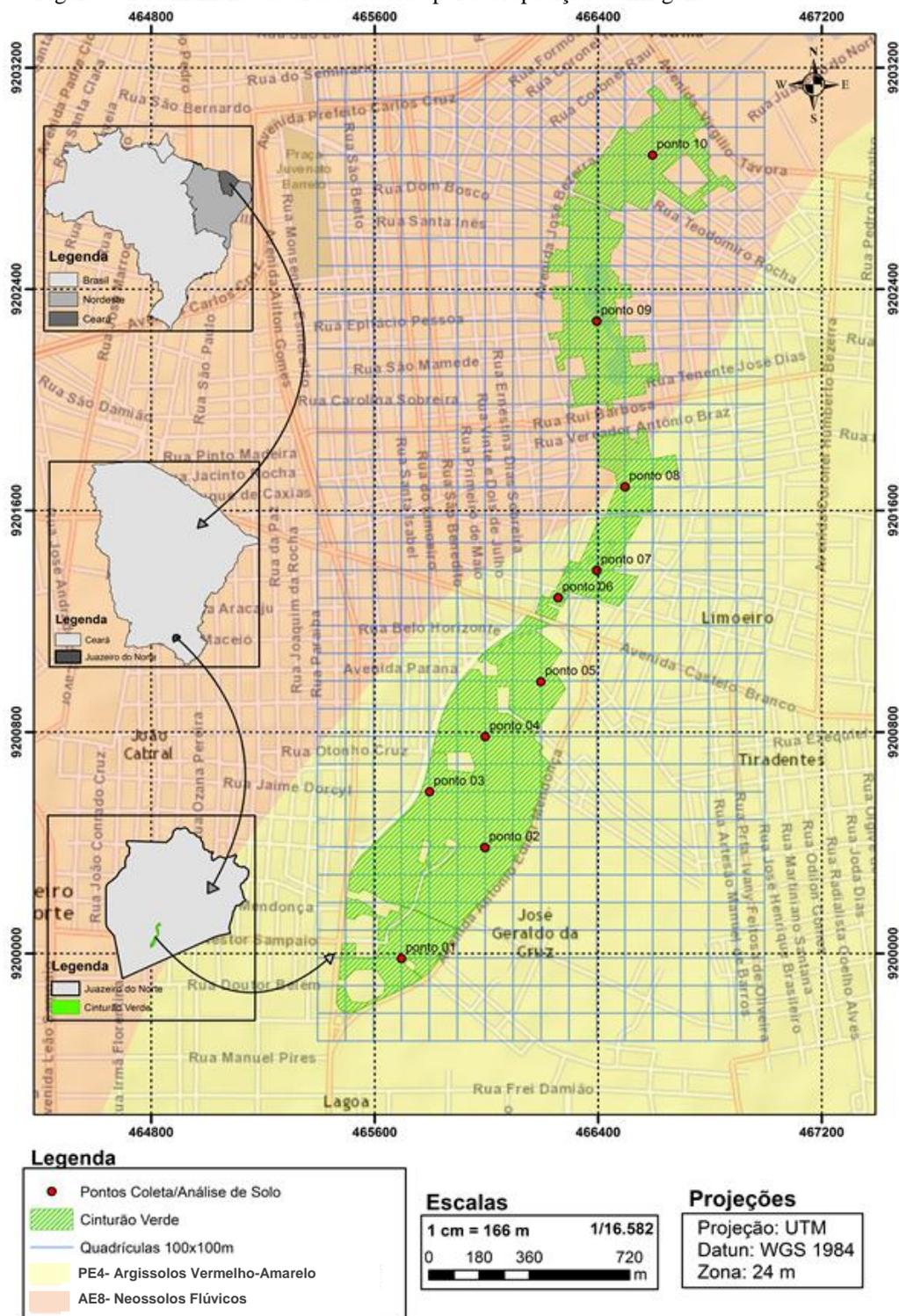
Figura 8: Pontos de coleta de solo na área de aluvião do Riacho dos Macacos.



Fonte: Própria Autora.

Após escolha dos pontos de amostragens de solos, foi elaborada uma imagem da área de estudo através da superposição da imagem do contorno do riacho, da malha de pontos e da carta temática com os tipos de solo do município elaborada pela FUNCEME (2006) (Figura 9).

Figura 9. Detalhamento da área de estudo por sobreposição de imagens.



Fonte: Própria Autora

Após o detalhamento da área de estudo, foram identificados os impactos de uso e ocupação nos pontos de coleta de solo (Tabela 1).

Tabela 1. Uso e ocupação na área de coleta das amostras de solo e água.

Ponto	Coordenadas UTM longitude/ latitude	Uso e Ocupação
1	465696.00 m E 9199982.00 m S	Área anteriormente antropizada, apresentando em todo o período de coleta sem presença de resíduos sólidos e efluentes em sua superfície. Encontra-se em um estágio inicial de recomposição da vegetação, apresentando solo parcialmente descoberto, vegetação rasteira e pequenos arbustos.
2	465995.00 m E 9200383.00 m S	Área localizada no leito da Lagoa dos Macacos, apresentando-se parcialmente seca durante todo o período de coleta. O solo argiloso apresentou rachaduras devido o período de estiagem e resíduos de atividades antrópicas, assim como a presença de peixes mortos e carcaças de pequenas aves em superfície.
3	465797.00 m E 9200584.00 m S	Área localizada em propriedade particular, apresentando solo totalmente descoberto durante todo o período de coleta. Nas vizinhanças da área encontra-se uma plantação de capim e um curral de gado. Durante todo o período de coleta a área apresentou-se isenta da presença de resíduos sólidos e efluentes em superfície.
4	465996.00 m E 9200783.00 m S	Área localizada em propriedade particular, coberta com vegetação rasteira e pequenos arbustos, que é utilizada para pastagem de gado. Durante todo o período de coleta a área apresentou-se isenta da presença de efluentes e resíduos sólidos em superfície.
5	466195.00 m E 9200982.00 m S	Área localizada em propriedade particular, apresentando solo totalmente descoberto, com presença constante de animais de pequeno e médio porte, tais como, pavões, gansos, carneiros etc. Durante todo o período de coleta a área apresentou-se isenta da presença de resíduos e efluentes em superfície.
6	466257.00 m E 9201285.00 m S	Área localizada às margens do Riacho dos Macacos, apresentando nas vizinhanças uma grande quantidade de resíduos sólidos urbanos, apresentando predominantemente vegetação rasteira.

Fonte: Própria Autora.

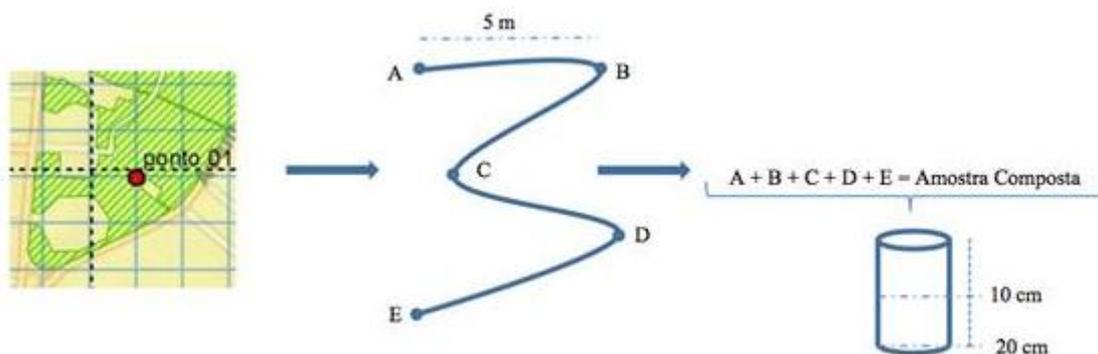
Continuação da Tabela 1. Uso e ocupação na área de coleta das amostras de solo e água.

Ponto	Coordenadas UTM longitude/ latitude	Uso e Ocupação
7	466395.00 m E 9201384.00 m S	Área localizada em propriedade particular, às margens do Riacho dos Macacos, com criação de gado. Na área há um plantio de capim, irrigado com as águas do riacho.
8	466496.00 m E 9201686.00 m S	Área localizada às margens do Riacho dos Macacos, apresentando durante todo o período de coleta um plantio de capim irrigado constantemente com as águas do riacho.
9	466395.00 m E 9202284.00 m S	Área localizada às margens do Riacho dos Macacos, apresentando solo parcialmente coberto por folhas secas e fezes de animais, com presença de pequena cobertura arbórea. Durante todo o período de coleta não verificou-se a presença de construções nem habitações dentro da área.
10	466595.00 m E 9202884.00 m S	Área localizada em propriedade particular às margens do Riacho dos Macacos, apresentando-se parcialmente coberta por vegetação nativa. Durante todo o período de coleta não foi verificado a presença de construções nem habitações dentro da área.

4.3. COLETA DE SOLOS E PREPARO DAS AMOSTRAS

As coletas e preparações das amostras de solos foram conduzidas segundo os requisitos da EMBRAPA (2009). A amostragem representativa de cada ponto foi realizada nas profundidades de 0-10 cm e de 10-20 cm e em cinco subpontos, originando uma única amostra composta. As coletas foram realizadas em ziguezague, mantendo uma distância mínima de 5m de um subponto a outro (Figura 10).

Figura 10: Esquema de amostragem em ziguezague, para composição de amostra composta a partir de cinco subpontos de amostragem.



Fonte: Própria Autora.

As amostras foram obtidas com auxílio de um trado holandês (para solos úmidos) e um trado articulado (para solos secos), em seguida foram homogeneizadas em um recipiente plástico. Concluída a homogeneização retirou-se uma alíquota de solo de cada amostra composta para realização do ensaio de umidade. Cada amostra foi acondicionada em sacolas plásticas transparentes, tomando-se o cuidado de deixar uma pequena abertura que funcionou como um respiro, permitindo a oxigenação das amostras (Figura 11). As sacolas de armazenagem foram transportadas em uma caixa plástica, evitando-se o empilhamento.

Figura 11: Armazenagem das amostras de solo com respiro.



Fonte: Própria Autora.

No laboratório as amostras de solos foram secas sobre bandejas de papelão, em local ventilado e abrigado do sol para retirada do excesso de umidade. Em seguida foram tamizadas em peneira de 2,0 mm e depois secas ao ar.

Após o período de 10 a 15 dias de secagem, as amostras mais úmidas referentes aos pontos 2, 7 e 8, foram novamente tamizadas em peneira de 2,0 mm, atendo a condição de terra fina seca ao ar (TFSA), sendo consideradas aptas para o início das análises químicas e biológicas. Em seguida as amostras foram transferidas para embalagens plásticas, previamente higienizadas para evitar contaminação. Posteriormente, uma alíquota de cada amostra foi tamizada em peneira de 60 mesh para atender as condições necessárias às análises de COT e Nitrogênio.

4.4. ANÁLISES FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO SOLO

As análises físicas, químicas e biológicas das amostras de solo foram realizadas quando estas encontravam-se na condição de TFSA, conforme as metodologias citadas na Tabela 2 e descritas no Anexo II.

Tabela 2. Parâmetros analisados nas amostras de solo de parte da zona aluvionar do Riacho dos Macacos, com seus respectivos procedimentos metodológicos.

Parâmetros	Método	Referências
Granulometria	Peneiramento e Sedimentação	NBR 7181/1984
Umidade	Gravimétrico	NBR 6457/1986
Capacidade de Campo	Percolação no Funil de Vidro	FRACETTO (2009)
Potencial Hidrogeniônico (pH)	pH em Água	EMBRAPA (2009)
Carbono Orgânico Total (COT)	Oxidação por Dicromato de Potássio	MENDONÇA E MATOS (2005)
Nitrogênio Total (NT)	Digestão Sulfúrica	MENDONÇA E MATOS (2005)
Respiração Basal	Respirométrico Estático	MENDONÇA E MATOS (2005)

Fonte: Própria Autora.

4.5. COLETA E ANÁLISES QUÍMICAS DE ÁGUAS SUPERFICIAIS

As amostragens de águas superficiais foram feitas seguindo a metodologia proposta pela ANA (2011). Os pontos de amostragem foram selecionados a partir da localização dos pontos de coleta de solos. Foram estabelecidos como pontos de amostragem: a Lagoa dos Macacos, localizada nas vizinhanças dos pontos 1 e 2 de coleta de solos e o Riacho dos Macacos, nas vizinhanças dos pontos 6 e 7 (Figura 12).

Figura 12. Pontos de amostragem de água: Lagoa dos Macacos nas vizinhanças do ponto 1 (A) e do 2 (B) de coleta de solos e Riacho dos Macacos, nas vizinhanças dos pontos 6 (C) e 7 (D).



Fonte: Própria Autora.

As coletas foram realizadas em recipientes plásticos com tampa, previamente limpos e etiquetados e armazenadas em caixa térmica. Cada amostragem foi feita buscando-se um fluxo de água e uma profundidade que permitissem uma amostra sem sedimentos do fundo. Após a coleta as amostras foram encaminhadas para o laboratório onde iniciou-se as análises de Demanda Química de Oxigênio e Demanda Bioquímica de Oxigênio, seguindo as metodologias citadas na Tabela 3 e descritas no Anexo II.

Tabela 3. Parâmetros analisados nas amostras de água do Riacho e Lagoa dos Macacos, com seus respectivos procedimentos metodológicos.

Parâmetros	Método	Referências
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Refluxação Fechada	SILVA E OLIVEIRA (2011)
Demanda Biológica de Oxigênio (DBO)	Respirômetro Trak TM II	HACH (2008)

Fonte: Própria Autora.

4.6. ANÁLISE ESTATÍSTICA

A análise estatística dos indicadores de qualidade do solo foi desenvolvida por métodos de estatística descritiva, estatística multivariada e geoestatística, como: Análise de Variância, Média, Mínimos, Máximos, Coeficiente de Variação e Desvio Padrão dos resultados obtidos, além da Análise dos Componentes Principais (ACP) e Análise de Cluster Aglomerativa Hierárquica (ACAH), pelo método de Ward. As análises de estatística descritiva e multivariada foram realizadas utilizando-se o software XLSTAT 2014. A análise geoestatística foi realizada pelo método de krigagem ordinária pelo modelo de variograma esférico no software ArcGis 10.1.

A estatística descritiva foi aplicada para obter os valores de médias, variância, mínimos, máximos, desvio padrão e os coeficientes de variação, sendo esses parâmetros utilizados como dados de entrada para os métodos de estatística multivariada ACP e ACAH.

5. ANÁLISES E DISCUSSÕES DOS RESULTADOS

- 5.1. Características Gerais das Áreas de Coleta;
 - 5.2. pH do Solo;
 - 5.3. Carbono Orgânico Total;
 - 5.4. Nitrogênio Total;
 - 5.5. Relação C/N;
 - 5.6. Respiração Basal do Solo;
 - 5.7. Análise Estatística dos Indicadores de Qualidade do Solo;
 - 5.8. Análises de Água Superficiais Quanto ao Atendimento à Legislação;
-

5. ANÁLISES E DISCUSSÕES DOS RESULTADOS

5.1. CARACTERÍSTICAS GERAIS DAS ÁREAS DE COLETA

Os resultados apresentados, a seguir, foram obtidos através de análises realizadas em amostras de solo e água em parte da zona de aluvião do Riacho dos Macacos, no período de Outubro de 2013 à Janeiro de 2014, corresponde ao período de estiagem

As áreas de coleta solos foram definidas com o auxílio dos softwares Google Earth e ArcGis 10.1, através da elaboração de um contorno de parte da zona de aluvião do Riacho dos Macacos com superposição de uma malha de 100 m x 100 m (Figura 7).

As áreas de coleta de solo nos pontos 1, 2, 3, 4 e 5 encontram-se inseridos na área correspondente ao Parque Ecológico das Timbaúbas e os pontos 6, 7, 8, 9 e 10 encontram-se próximos às margens do Riacho dos Macacos (Figura 2). A Tabela 4 apresenta a caracterização dos solos nos pontos de coleta, as frações granulométricas e os teores de umidade nas profundidades de 0 - 10 e 10 - 20 cm.

Tabela 4. Caracterização dos solos nos pontos de coleta, frações granulométricas e teores de umidade nas profundidades de 0 - 10 e 10 - 20 cm.

Pontos de Coleta	Pedregulho	Granulometria							Umidade	
		0-10 cm			10-20 cm				0-10 cm	10-20 cm
		Areia (%)	Silte	Argila	Pedregulho	Areia (%)	Silte	Argila		
1	9	85	6	0	2	90	8	0	1,4	1,6
2	0	37	38	25	0	31	22	47	19,7	22,3
3	4	92	4	0	2	97	1	0	1,2	1,8
4	0	99	1	0	0	96	4	0	0,8	0,8
5	8	85	7	0	6	87	7	0	1,6	3,2
6	0	96	4	0	2	94	4	0	8,4	9,6
7	2	90	8	0	2	88	10	0	37,9	32,1
8	24	54	22	0	10	75	15	0	56,6	41
9	0	96	4	0	0	98	2	0	4,8	4,2
10	4	94	2	0	2	96	2	0	4,7	3,5

(1) Informações obtidas de FUNCEME (2006).

Fonte: Própria Autora.

Verifica-se na Tabela 4 que na área de estudo há predominância de solos arenosos, sendo os menores percentuais de areia encontrados nos pontos 2 e 8, ambos apresentando respectivamente as maiores quantidades identificadas de argila e de silte, com frações de argila identificadas apenas no ponto 2. Também foi observada uma sutil variação

granulométrica nas diferentes camadas de coleta, mantendo-se certa proporcionalidade entre os teores de areia e silte.

Segundo Oliveira (2011b) os solos arenosos apresentam alta taxa de drenagem, baixa capacidade de retenção de MO, boa aeração e alto potencial de lixiviação de poluentes. Já os solos com teor médio e alto de silte apresentam taxa de drenagem entre lenta e média, capacidade de retenção de MO entre média e alta, capacidade de aeração média e potencial de lixiviação de poluentes médio. Em solos argilosos a capacidade de retenção de água é alta, com aeração pobre, taxa de drenagem lenta, concentrações de MO entre alta e média, decomposição lenta e potencial de lixiviação de poluentes baixo. Essas características demonstram que os pontos analisados estão mais propensos a contaminação por águas residuais (devido à localização dos mesmos em relação ao riacho poluído) e consequente lixiviação de poluentes para as camadas mais profundas do solo.

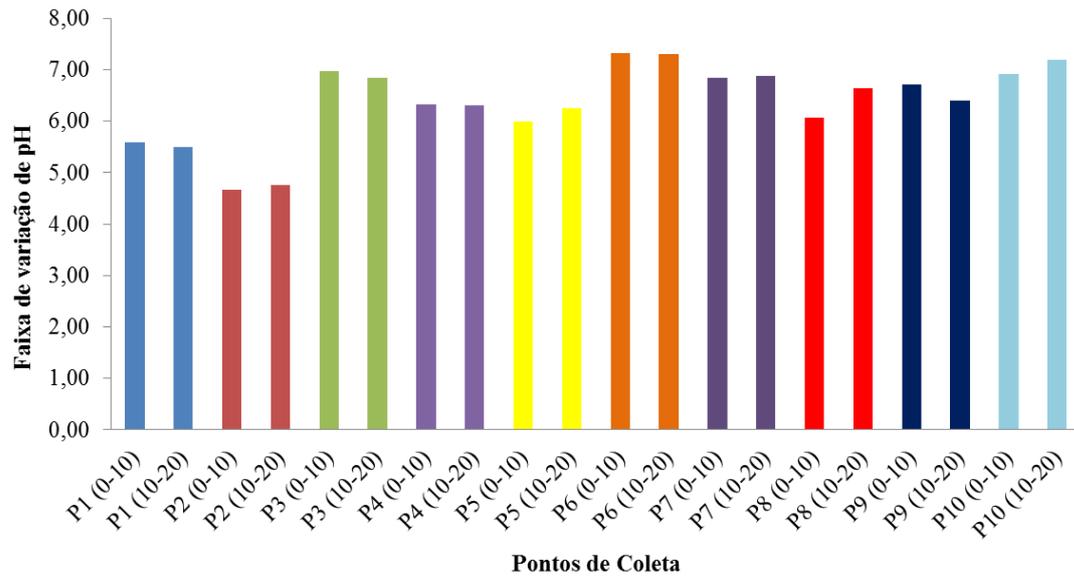
Comparando essas evidências como uso e ocupação na área de coleta (Tabela 1), pode-se ver que há um alto potencial de risco de percolação de contaminantes para as camadas mais profundas do solo devido ao manejo inadequado que ocorre em grande parte da zona de aluvião do Riacho dos Macacos

5. 2. pH DO SOLO

Segundo Leite, Cunha e Bizani (2011), solos ácidos dificultam a absorção dos nutrientes devido às cargas de mesmo sinal se repelirem. Porém, com o aumento do pH, ou seja, com o aumento dos íons OH^- , a absorção dos nutrientes passa a ser otimizada, devido à atração dos íons.

Os solos coletados na zona de aluvião do Riacho dos Macacos foram analisados em duas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm onde se observou a predominância de pH na faixa de 6 a 7, o que indica prevalência de solos levemente ácidos a neutros que possibilita o pleno desenvolvimento microbiano. Analisando o Gráfico 1 e a Tabela 5 observa-se que o pH não apresentou variações consideráveis em relação às profundidades de coleta.

Gráfico 1. pH dos solos nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm.



Fonte: Própria Autora.

Considerando os valores médios, as faixas de pH variaram de 4,7 a 7,3, encontrando-se o menor valor no ponto 2 (4,7). Caracterizando o solo do fundo da Lagoa dos Macacos como ácido, o que dificulta a absorção de nutrientes e o desenvolvimento da microbiota.

Tabela 5. pH dos solos nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm.

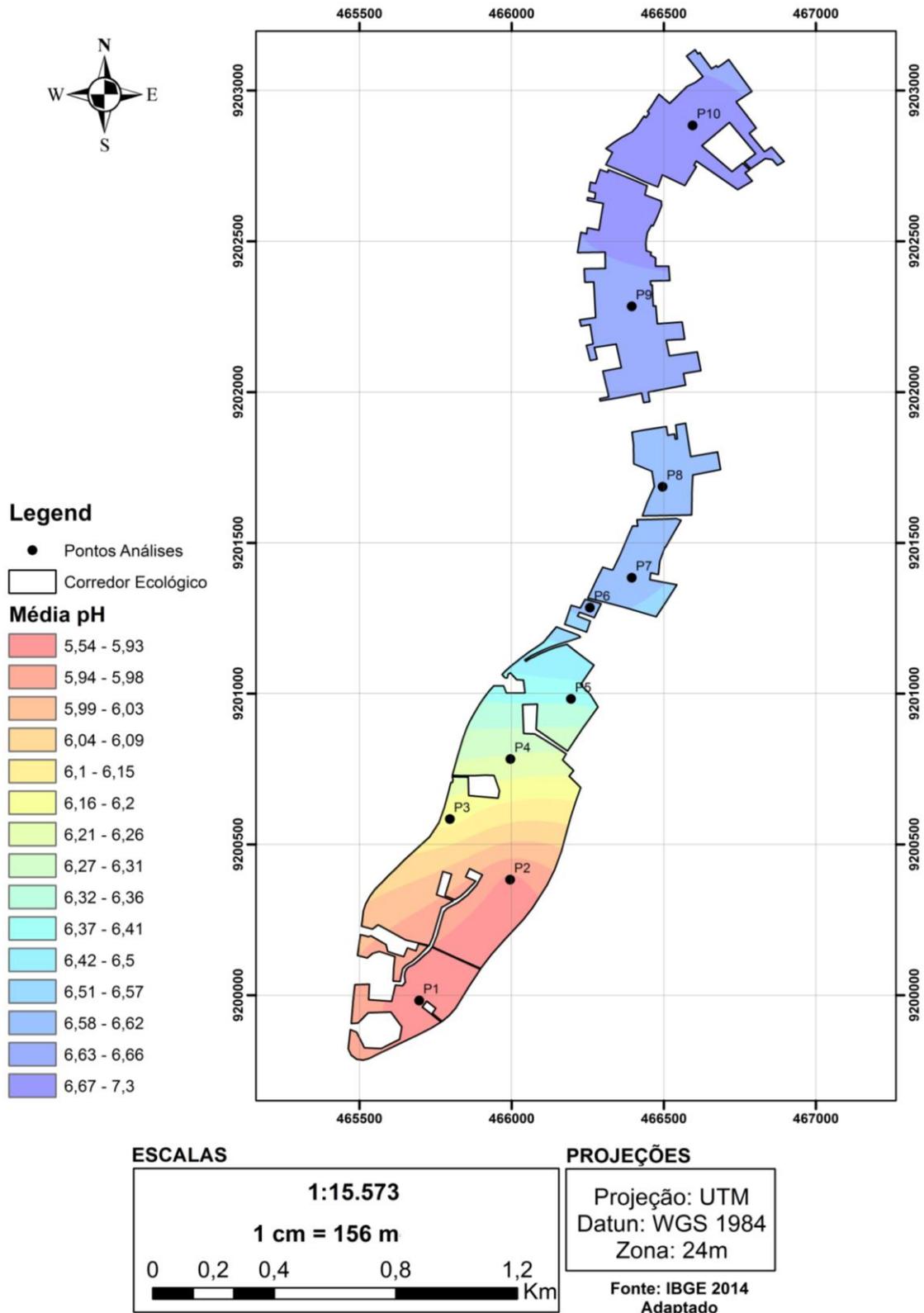
Pontos de Coleta	pH		Média
	0-10	10-20	
1	5,6	5,5	5,5
2	4,7	4,8	4,7
3	7,0	6,8	6,9
4	6,3	6,3	6,3
5	6,0	6,3	6,1
6	7,3	7,3	7,3
7	6,8	6,9	6,9
8	6,1	6,6	6,4
9	6,7	6,4	6,6
10	6,9	7,2	7,1

Fonte: Própria Autora

A Figura 13 mostra o mapa de dispersão do pH dos solos da área de estudo, obtido pelo método da *krigagem*, a partir dos valores médios obtidos nas áreas de amostragem. As tonalidades vermelha, laranja e amarela correspondem à faixa de pH entre 5,5 e 6,2, indicando a predominância de solos levemente ácidos nessa região. As tonalidades

verde, azul e violeta correspondem a valores de pH superiores a 6,2, caracterizando regiões de solos levemente ácidos a neutros, condição ideal para o desenvolvimento da microbiota.

Figura 13. Mapa de dispersão do pH dos solos da área de estudo.



Fonte: Própria Autora.

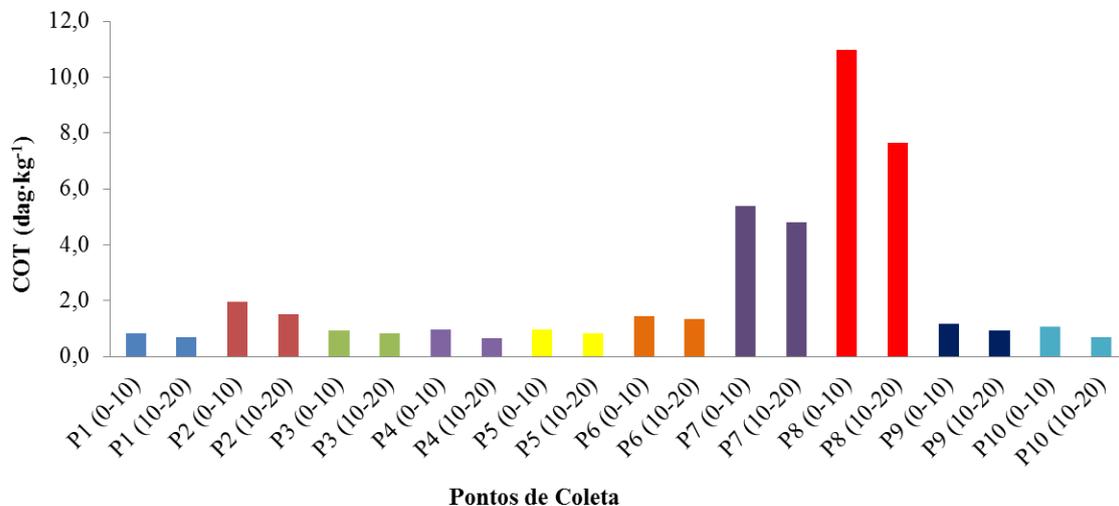
5.3. CARBONO ORGÂNICO TOTAL

O Carbono Orgânico Total (COT) é a fração de C presente na matéria orgânica, na biomassa de microrganismos e em resíduos animais e vegetais em diferentes estágios de decomposição. A determinação dos teores de COT presente no solo permite estimar a carga orgânica ao qual o solo está exposto.

Segundo Mendonça e Matos (2005), em solos agrícolas os teores de COT variam entre 0,2 a 5,0 dag·kg⁻¹, podendo apresentar variações maiores em solos arenosos, atingindo a faixa de 40 a 50 dag·kg⁻¹, devido à estrutura das partículas do solo.

Para os solos da área de estudo os teores de COT variaram com a profundidade, apresentando menores valores na camada de 10-20 cm (Gráfico 2). Esta tendência de decréscimo também foi observada por Silva et al. (2011), em solos sob integração lavoura-pecuária e por Fialho et al. (2006), em solos da Chapada do Apodi. Este resultado pode ser explicado pela maior exposição da superfície do solo a cargas orgânicas.

Gráfico 2. COT dos solos nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm.



Fonte: Própria Autora.

Os menores valores de COT foram de 0,8 e 0,7 dag·kg⁻¹ no ponto 1, para as profundidades de respectivamente 0-10 e 10-20 cm e os maiores de 11,0 e 7,7 dag·kg⁻¹ no ponto 8, para respectivamente 0-10 e 10-20 cm.

O ponto 1, de menores teores de COT, encontra-se numa área antropizada com vegetação nativa em recuperação. Fato que propicia a maior estabilidade do solo além da otimização da degradação da MOS por ação da microbiota, reduzindo os teores de COT. Uma situação semelhante também foi observada por Silva et al. (2012) em solos florestais, agrícolas e de pastagens no Vale do Paraíba, condição atribuída a recomposição da mata nativa em área anteriormente antropizada, pois a vegetação natural tem estreita integração como os sistemas físico, químico e biológico do solo.

Conforme o Gráfico 2, com exceção dos pontos 2, 7 e 8, os demais pontos apresentaram teores de COT entre 0,8 e 1,5 $\text{dag}\cdot\text{kg}^{-1}$ para as diferentes profundidades de coleta. O aumento dos teores de COT nesses pontos pode ser explicado pelo recebimento de maior carga orgânica, uma vez que o ponto 2, em períodos chuvosos, fica submerso na Lagoa dos Macacos, que encontra-se poluída por esgotos, ressurgindo nos períodos de estiagem com uma maior concentração de material orgânico na superfície do solo.

Já os solos dos pontos 7 e 8, além de serem irrigados com a água do Riacho dos Macacos, que atualmente encontra-se perenizado por esgotos, também apresentam rebanhos bovinos pastando, contribuindo com o aumento das cargas orgânicas no solo da área.

Segundo Caldeira et al. (2003) outro fator que pode explicar o aumento do COT nos solos são as condições desfavoráveis à decomposição, como temperaturas elevadas, pH ácido ou básico, déficit ou excesso de água e a presença de substâncias tóxicas que dificultem o desenvolvimento da microbiota.

Pulrolnik (2009) ressalta que o manejo excessivo e inadequado dos solos em áreas agrícolas e de pastagens, assim como o crescente impacto de outras atividades humanas, provocam alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, levando a uma redução da qualidade e produtividade do mesmo. A Tabela 6 mostra teores de COT nas duas profundidades de coleta.

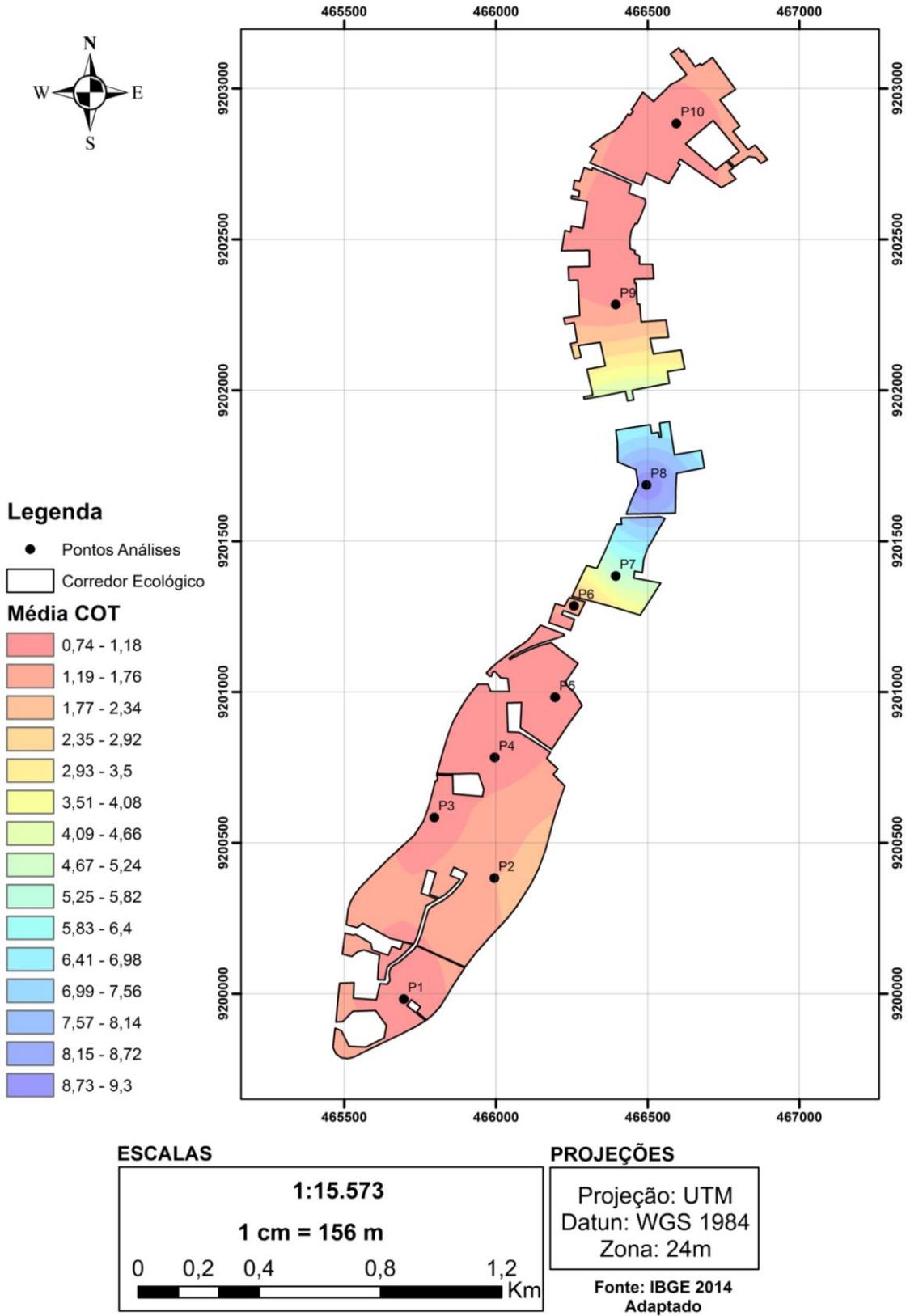
Tabela 6. COT dos solos nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm

Pontos de Coleta	COT ($\text{dag}\cdot\text{kg}^{-1}$)		
	0-10	10-20	Média
1	0,8	0,7	0,8
2	2,0	1,5	1,7
3	0,9	0,8	0,9
4	1,0	0,7	0,8
5	1,0	0,8	0,9
6	1,4	1,3	1,4
7	5,4	4,8	5,1
8	11,0	7,7	9,3
9	1,2	0,9	1,1
10	1,1	0,7	0,9

Fonte: Própria Autora.

A Figura 14 mostra o mapa de dispersão do COT dos solos da área de estudo, obtido pelo método da *krigagem*, a partir dos valores médios. As tonalidades vermelho, laranja e amarelo correspondem as áreas de solos com menores teores de COT e as verde, azul e violeta, as de maiores. Os pontos 7 e 8 estão localizados nas áreas com maiores teores de COT, onde também se encontra o poço tubular PT 03 que faz parte do sistema de abastecimento público de Juazeiro do Norte (Figura 2).

Figura 14. Mapa de dispersão de COT na área de estudo.



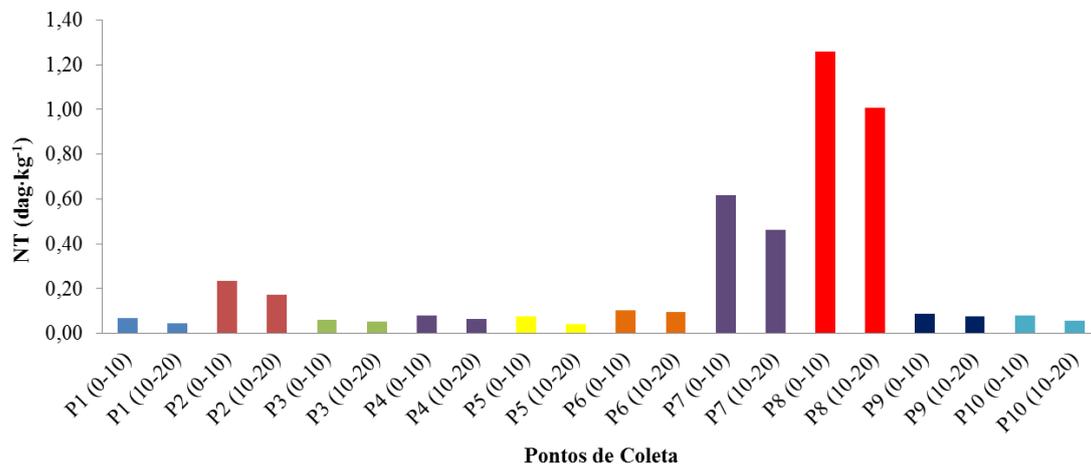
Fonte: Próprio Autora.

5.4. NITROGÊNIO TOTAL

O nitrogênio total (NT) é a fração de N presente no solo que comumente se apresenta associado a outros elementos como carbono e o oxigênio. O nitrogênio total dos solos corresponde a soma das frações de N orgânico, NH_3 , NH_4 , NO_2^- e NO_3^- . A fração NO_3^- é susceptível ao aproveitamento das comunidades vegetais presentes no solo.

Mendonça e Matos (2005) afirmam que em solos onde são exercidas atividades agrícolas os teores de NT variam entre 0,02 e 0,5 $\text{dag}\cdot\text{kg}^{-1}$. Segundo Castro (2008) os teores de NT nos solos eleva-se com o aumento da umidade, fato este também observado nos pontos 2, 7 e 8 (Tabela 4 e Gráfico 3).

Gráfico 3. NT dos solos nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm.



Fonte: Própria Autora.

A maior concentração de NT nesses pontos pode estar associada também a textura do solo, de acordo com Booth, Stark e Rastetter (2005) em trabalho desenvolvido sobre os solos e a gestão de agroecossistemas. No ponto 2 a maior concentração de argila e silte pode ocasionar proteção física da MOS, isolando a MO da ação de microrganismos em ambientes anaeróbios presentes nos microporos predominantes neste tipo de textura. Já os pontos 7 e 8 caracterizados como solos arenosos permitem um maior acúmulo de MOS e consequentemente de NT em ambientes aerados presentes nos macroporos predominantes.

Outro fator que pode explicar os maiores níveis de NT nos pontos 2, 7 e 8 é o maior contato com as águas poluídas da Lagoa e do Riacho dos Macacos, respectivamente. Os efluentes que chegam as águas desses mananciais podem conter elevadas cargas de MO, uma vez que esses mananciais encontram-se perenizados por esgotos, contribuindo com o aporte de compostos nitrogenados. A Tabela 7 mostra uma variação dos níveis de NT em relação às

duas profundidades de coleta, indicando um decréscimo com aumento da profundidade. Resultado semelhante aos obtidos por Fernandes (2006) ao estudar a dinâmica do nitrogênio em solos sob cultivo de milho por sistema de plantio direto e Yang et al. (2010) ao estudar a variação de C e N no perfil de solos submetidos a pastagem.

Os maiores teores de NT ($1,3 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$ e $1,01 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, nas profundidades de respectivamente 0-10 e 10-20 cm) foram observados no ponto 8, que possui solo com textura arenosa, boa condição de umidade e é frequentemente irrigado por águas residuárias conduzidas pelo riacho, além de estar em contato com dejetos bovinos e resíduos da cultura de capim.

Estudos realizados por Cas (2009) sobre a aplicação de lodo de esgotos em solo demonstra que esta prática altera a estrutura e o funcionamento dos agroecossistemas, sendo a microbiota a parte mais afetada por essas alterações. Ele também ressalta que a aplicação constante do lodo pode tanto estimular o aumento de carbono e nitrogênio, como inibir a atividade da microbiota, devido à presença de metais pesados e outros poluentes.

Ao se aplicar cargas orgânicas no solo deve-se observar a quantidade de N requerida pelo solo para evitar a geração de cargas excessivas de nitrato que possam lixiviar no perfil, trazendo risco a qualidade das águas subterrâneas. A forma aniônica do NO_3^- permite que este se mova rapidamente pelo solo (CPRM, 2000).

Tabela 7. NT dos solos nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm.

Pontos de Coleta	NT ($\text{dag}\cdot\text{kg}^{-1}$)		
	0-10	10-20	Média
1	0,1	0,05	0,05
2	0,2	0,17	0,17
3	0,1	0,05	0,05
4	0,1	0,07	0,07
5	0,1	0,04	0,04
6	0,1	0,10	0,10
7	0,6	0,46	0,46
8	1,3	1,01	1,01
9	0,1	0,08	0,08
10	0,1	0,06	0,06

Fonte: Própria Autora.

Os menores teores de NT foram encontrados nos pontos 1, 3, 4, 5, 6, 9 e 10, correspondendo a $0,1 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$ na camada de 0-10 cm, e nos pontos 1 e 3, correspondendo a $0,05 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$ na camada de 10-20 cm.

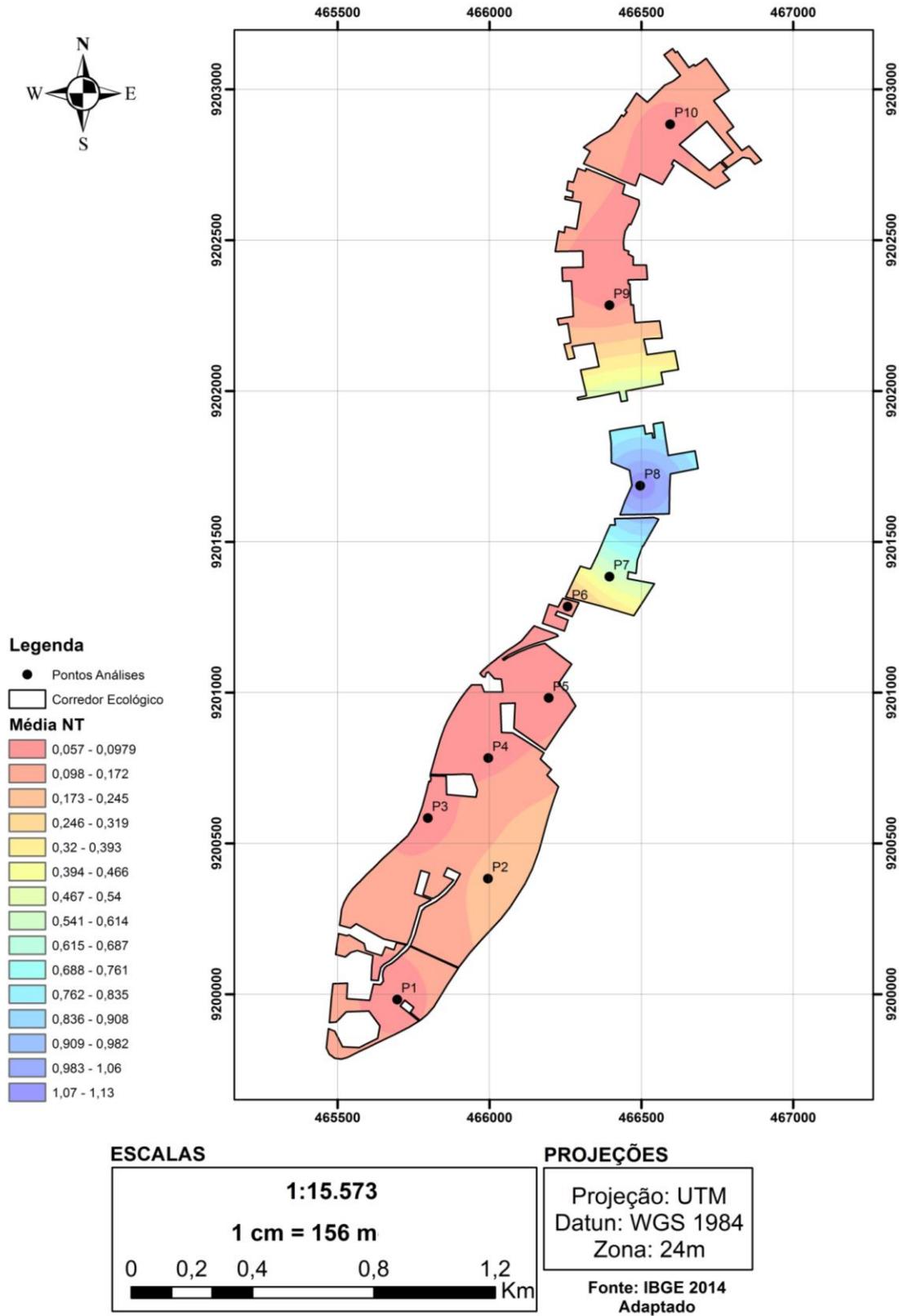
Estas menores concentrações de NT no ponto 10 podem estar associadas à presença de cobertura vegetal parcial em parte desses pontos (Tabela 1), uma vez que a vegetação atua como um dreno de N no solo, quando este se encontra sob a forma de nitrato. Assim como a ausência de lançamentos diretos de efluentes e resíduos de atividade antrópica, fator que reduz o estresse da microbiota otimizando seu desenvolvimento e consequente consumo de N.

Neste contexto, os maiores valores de NT observados nos pontos 8 ($1,3$ e $1,01 \text{ dag}\cdot\text{Kg}^{-1}$ respectivamente nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm) e no ponto 7 ($0,6$ e $0,46 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$ respectivamente nas camadas de 0-10 e 10-20 cm) se devem, provavelmente, a baixa produtividade da vegetação local, ao pastejo inadequado e a ausência de manejo (Tabelas 7 e 1). Segundo Pimentel (2012), estas atividades antrópicas também podem causar alterações nas propriedades físicas e químicas do solo, acarretando consequentemente alterações no comportamento da microbiota nas áreas impactadas quando comparadas as áreas de vegetação nativa. Fator que pode ser confirmado pelo comportamento da microbiota quanto à baixa produção de C-CO₂ nos pontos 2, 7 e 8 (Tabela 9), quando comparados com os demais pontos, que apresentam melhores condições de manejo (Tabela 1).

A Figura 15 mostra o mapa de dispersão do NT dos solos da área de estudo, obtido pelo método da *krigagem*, a partir dos valores médios. As tonalidades vermelho, laranja e amarelo correspondem as áreas com menores teores de NT e as verde, azul e violeta, as de maiores.

O ponto 8 está localizado na área com maior teor de NT, onde se encontra o poço tubular PT 3 (Figura 2) que faz parte do sistema de abastecimento público de Juazeiro do Norte.

Figura 15. Mapa de dispersão do NT na área de estudo.



Fonte: Própria Autora.

5.5. RELAÇÃO C/N

A relação C/N dos solos obtida através dos teores de COT e NT, pode ser utilizada como indicador da qualidade dos solos, permitindo identificar se o solo encontra-se em condição de equilíbrio com relação aos manejos empregados. Na Tabela 8 observa-se as relações C/N obtidas nas profundidades de coleta de 0-10 e 10-20 cm.

Tabela 8. Relação C/N dos solos nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm.

Pontos de coleta	C/N		Média
	0-10	10-20	
1	12	16	14
2	8	9	9
3	16	16	16
4	12	14	13
5	13	19	16
6	14	14	14
7	9	10	10
8	9	8	8
9	14	12	13
10	13	13	13

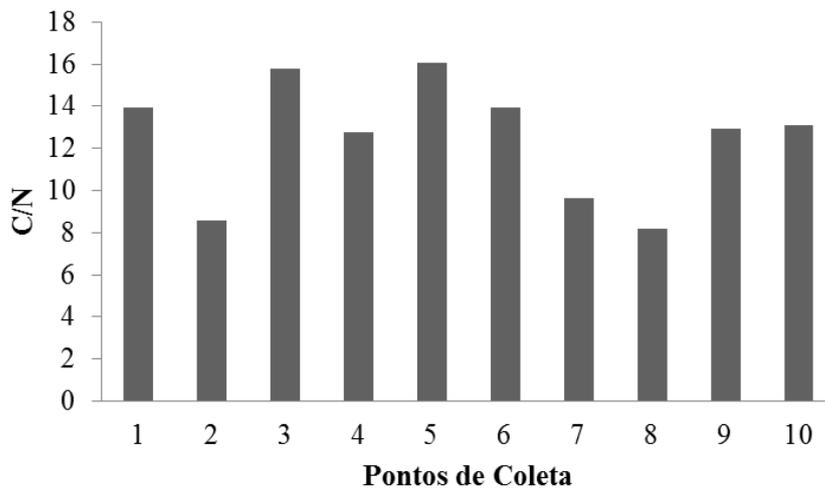
Fonte: Própria Autora.

As relações C/N apresentam uma variação nos pontos 1, 2, 4, 5, 7, 8 e 9 em relação à profundidade de coleta. Essa variação pode ser explicada pelas variações sofridas nos teores de COT e NT no perfil do solo. Verifica-se também que as menores relações C/N obtidas foram de 8 e 9, para os respectivos pontos 8 e 2. Esses menores valores obtidos devem-se a uma maior concentração de NT nos solos amostrados em relação ao COT. Como os lodos de esgoto apresentam baixa relação C/N (Cas, 2009) e os solos dos pontos 2 e 8, são expostos com frequência a esgotos brutos, eles apresentam maiores teores de NT e consequentemente menores relações C/N.

As maiores relações C/N foram observadas nos pontos 3 e 5, ambos com valor médio de 16, indicando maiores teores de COT em relação ao NT. Segundo Santos (2010) a resposta para um aumento da relação C/N pode estar na atividade da microbiota, pois os microorganismos se multiplicam rapidamente quando certa quantidade de MO é aplicada no solo, nesse processo há um maior consumo de nitrogênio e maior produção de C-CO₂. Os demais pontos apresentam valores médios de C/N entre 8 e 14.

As relações C/N estabelecidas nos solos de parte da zona aluvionar do Riacho dos Macacos variam, nas áreas com melhores condições de manejo, entre 13 e 16, com uma média de 14. O que indica que as relações C/N estabelecidas nos pontos 2, 7 e 8 demonstram um maior grau de degradação dos solos nessas áreas em relação as condições predominantes na área de estudo.

Gráfico 4. Relação C/N média dos solos.



Fonte: Própria Autora.

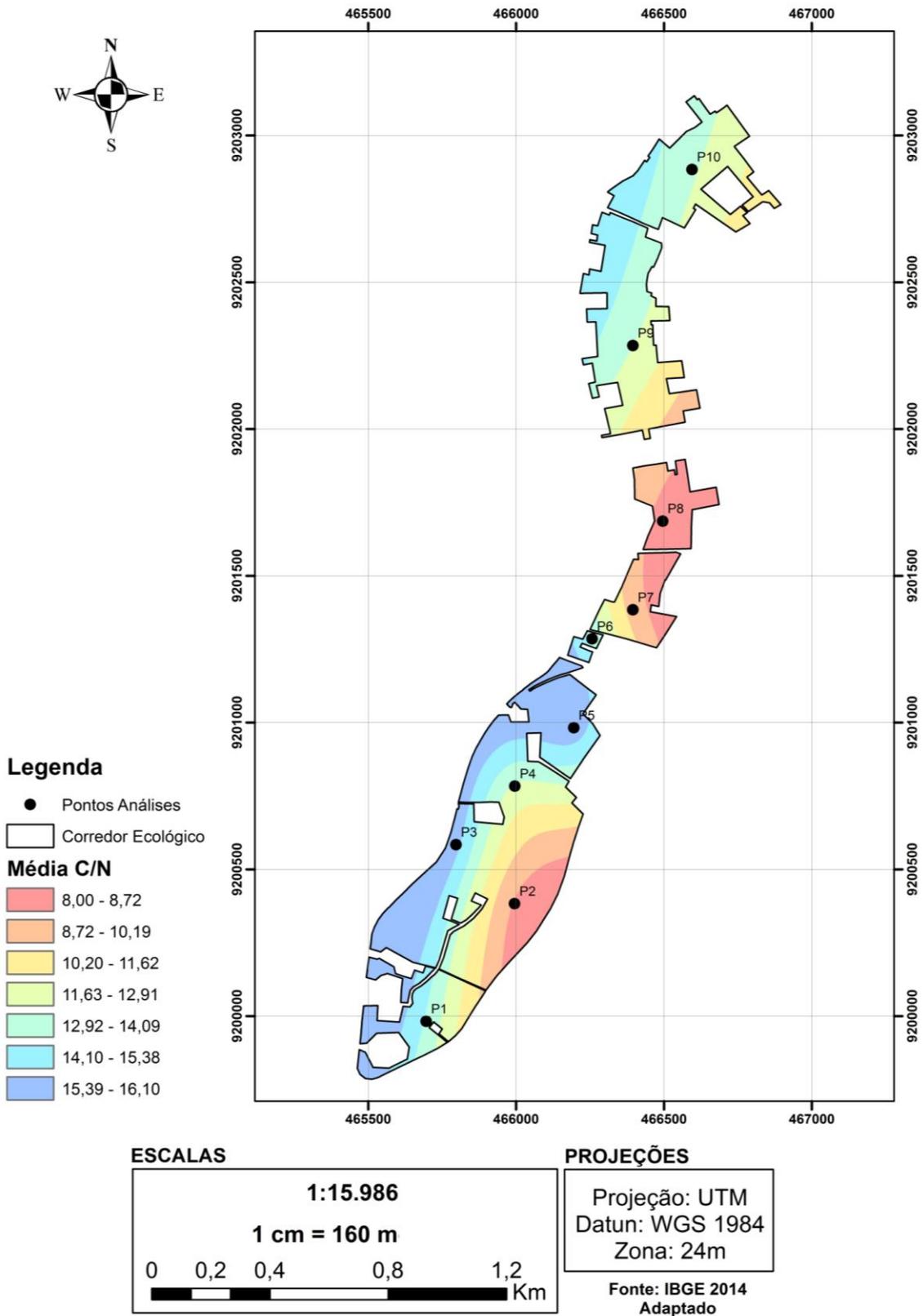
Segundo Santos (2007) a relação C/N em solos sob condições naturais é normalmente de 10 a 12, podendo apresentar um aumento dependendo do estágio de decomposição da MO, que quando encontra-se na forma de húmus apresenta uma relação C/N entre 8 e 12, com média de 10.

Os estudos realizados por Santos (2007) em cambiosolos sob diferentes coberturas vegetais apresentou relação C/N de 13, para vegetações rasteiras e arbustivas, de 10, para pastagens e de 11, para florestas.

A relação C/N pode aumentar ou diminuir em relação ao estágio de decomposição da MOS, a necessidade de C e N para as diferentes coberturas vegetais e culturas, ao teor de umidade e a carga orgânica disposta no solo.

A Figura 16 mostra o mapa de dispersão da relação C/N dos solos da área de estudo, obtido pelo método da *krigagem*, a partir dos valores médios.

Figura 16. Mapa de dispersão das relações C/N na área de estudo.



Fonte: Própria Autora.

5.6. RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO

A respiração microbiana do solo é um sensível indicador de alterações nos atributos do solo. Sendo a quantidade de CO₂ liberada pela respiração da microbiota um dos métodos mais utilizados para a avaliação da atividade metabólica desses organismos.

A atividade microbiana é dependente da qualidade e quantidade dos resíduos que são inseridos no solo. Boeira et al. (2002) afirma que o uso indevido de lodos de esgoto podem causar problemas, tais como, a acidificação e a salinização do solo, além de trazer risco à saúde pública através da contaminação do solo e mananciais por agentes patógenos.

Segundo Alves et al. (2011) a medida da respiração microbiana quando realizada isoladamente fornece informações limitadas sobre o grau de estresse ou perturbações ao qual o solo é submetido, sendo necessárias análises complementares de outros indicadores de qualidade do solo para identificação desses problemas.

Ainda com base nos estudos realizados por Alves et al. (2011), inúmeros são os fatores que podem inibir o crescimento microbiano, desde a composição química dos substratos inseridos no solo até as disputas nutricionais que podem ocorrer no solo em relação ao tipo de cobertura vegetal.

A Tabela 9 mostra que os solos amostrados apresentaram decréscimo na produção de C-CO₂ com a profundidade.

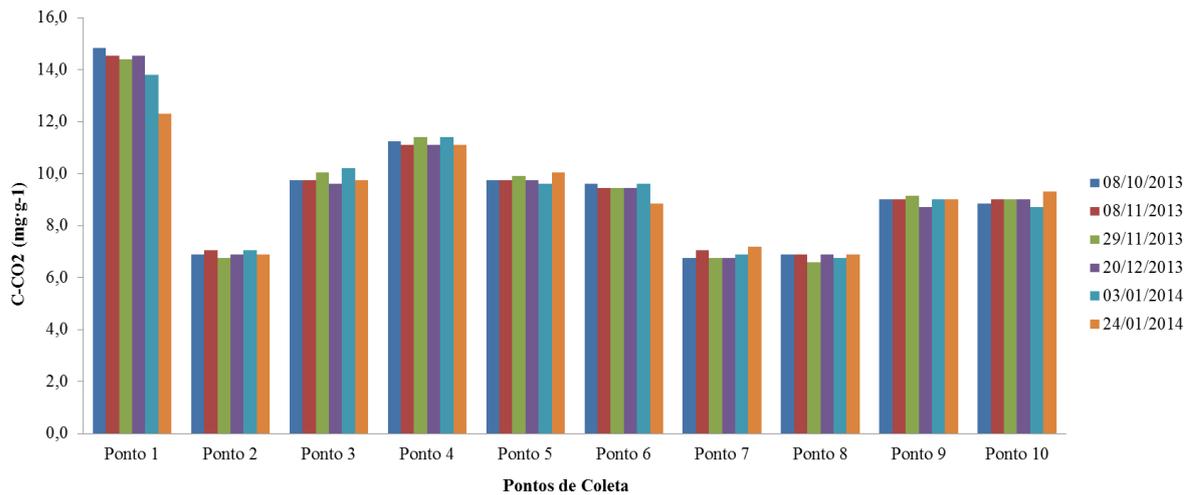
Tabela 9. Média acumulada da produção de C-CO₂ em 10 dias nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm.

Pontos de coleta	Produção acumulada de C-CO ₂ em 10 dias (mg·g ⁻¹)		
	0-10	10-20	Média
1	18,4	9,7	14,0
2	7,4	6,4	6,9
3	10,5	9,2	9,8
4	12,2	10,2	11,2
5	10,4	9,2	9,8
6	10,4	8,6	9,5
7	7,5	6,3	6,9
8	7,3	6,3	6,8
9	10,3	7,6	8,9
10	10,4	6,2	8,9

Fonte: Própria Autora.

As menores produções médias de C-CO₂ foram de 6,8 mg·g⁻¹ no ponto 8 e de 6,9 mg·g⁻¹ nos pontos 2 e 7. Já as maiores produções foi de 14,0 mg·g⁻¹ no ponto 1. No Gráfico 5 são observadas variações na produção acumulada em diferentes análises respirométricas.

Gráfico 5. Variações na produção média de C-CO₂ acumulada em 10 dias em diferentes análises respirométricas.



Fonte: Própria Autora.

As menores produções de C-CO₂ foram identificadas nos pontos 2, 7 e 8 áreas que apresentam bom teor de umidade (Tabela 4) e elevados teores de COT (Tabela 6), fatores que deveriam proporcionar uma maior produção de C-CO₂. Esse fato fortalece a hipótese de inibição do desenvolvimento microbiano em decorrência da contaminação do solo pelas águas poluídas dos mananciais superficiais Segundo Martins e Campos (2011), solos submetidos a fertirrigação, proveniente de vinhaça, lodo de esgotos e resíduos urbanos e industriais, podem apresentar microbiota reduzida, provavelmente relacionada à quantidade de metais pesados presentes normalmente nesses compostos. Outra explicação dada pelos autores é a condição de anaerobiose ao qual o solo é submetido pela descarga excessiva desses compostos.

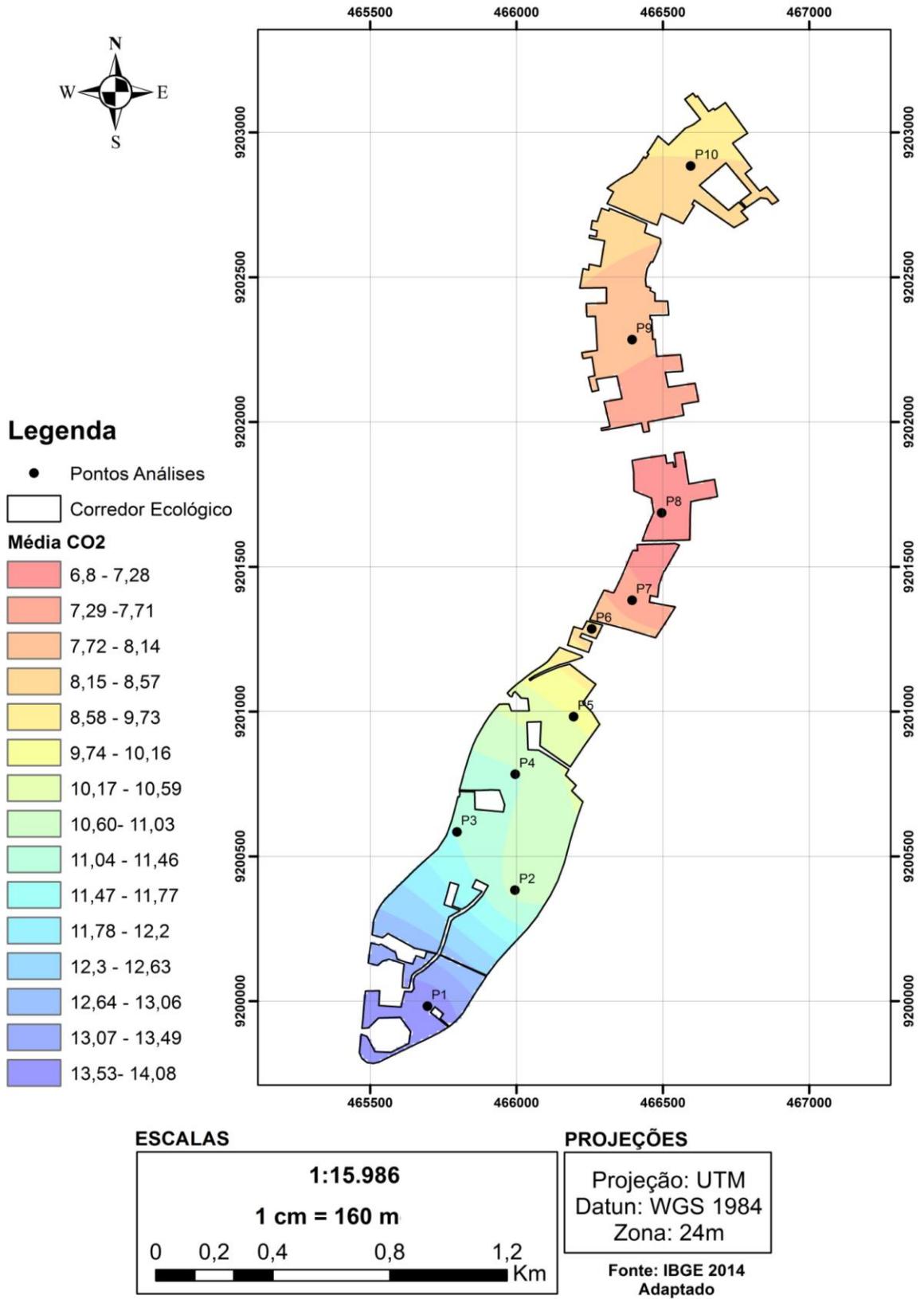
Neste contexto, estudos realizados por Silva (2013) em solos das áreas de drenagem natural de Juazeiro do Norte que indicaram a presença de metais pesados, oriundos de efluentes e resíduos de atividades industriais lançados nos corpos hídricos, pode contribuir com o entendimento da redução na produção de C-CO₂ dos solos. No entanto, considerando o manejo das áreas dos pontos 2, 7 e 8 e as condições de poluição em que se encontram a Lagoa e o Riacho dos Macacos, esta redução também pode ser explicada pelo estresse que a microbiota do solo pode estar submetida, devido à substituição da vegetação natural por pastos, à monocultura do capim (pontos 7 e 8) e a exposição excessiva do solo a elevadas cargas orgânicas, provenientes dos esgotos brutos lançados no riacho.

A maior produção de C-CO₂ encontrada no ponto 1 pode ser explicada pelas características da área que se apresenta em estágio inicial de recuperação da vegetação nativa e maior relação C/N, ou seja, há uma maior disponibilidade de C para microbiota que pode está parcialmente protegida das pressões do meio pela cobertura vegetal, permitindo um maior crescimento da biomassa microbiana e conseqüentemente um aumento da produção de C-CO₂.

Ao observar os gráficos da evolução acumulada de C-CO₂ durante os 10 dias de cada experimento, constantes no Apêndice A, ver-se uma tendência de crescimento da produção com o tempo. Porém espera-se um decaimento das produções de C-CO₂ já que a MOS presente nas amostras é consumida e não há acréscimos de substratos orgânicos. Entretanto, este comportamento poderia ser observado se os experimentos ocorressem em tempos superiores a 10 dias.

A Figura 17 mostra o mapa de dispersão da produção média de C-CO₂ dos solos da área de estudo, obtido pelo método da *krigagem*. As tonalidades de vermelho, laranja e amarelo correspondem às áreas com menor produção de C-CO₂ e as verde, azul e violeta, as de maior produção.

Figura 17. Mapa da dispersão da produção média de C-CO₂ na área de estudo.



Fonte: Própria Autora.

5. 7. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO

Para melhor compreender a relação existente entre os indicadores de qualidade do solo e a área de estudo foi realizado o tratamento estatístico dos dados obtidos de pH, COT, NT, C/N e C-CO₂ pelos métodos descritivos e de análise multivariada: Análise de Cluster Aglomerativa Hierárquica pelo método de Ward e a Análise dos componentes principais (ACP).

A ACAH é utilizada quando se torna necessário conhecer as características de um conjunto de amostras. Quando essas características são resultantes de uma ou mais variáveis é possível observar similaridades entre as amostras, através da distância de similaridade. Neste contexto, a distância euclidiana indica a dissimilaridade entre as variáveis analisadas, sendo a medida de distância comumente utilizada. Esse agrupamento tem início em um grupo separado de informações que serão reunidos em grupos maiores, até que todas as informações estejam inseridas em um único grupo, utilizando-se a similaridade das informações como critério de fusão. Os métodos hierárquicos, como o de Ward criam uma hierarquia das informações em classes.

A ACP é utilizada quando se quer abordar aspectos como a geração, seleção e interpretação dos dados referentes às amostras investigadas, determinando as variáveis de maior influência na formação de cada amostra. Esta análise é uma técnica matemática que possibilita investigar o comportamento de uma amostra a partir de um grande número de dados disponíveis. Neste método é possível identificar as variáveis responsáveis pelas maiores variações entre os resultados obtidos das amostras, sem perdas significativas de informações.

Os indicadores químicos, físicos e biológicos do solo da área estudada foram submetidos à análise de estatística descritiva (Tabela 10), onde os resultados constituíram a base de dados aplicados para execução dos métodos de análise multivariada de ACP e ACAH no software XLSTAT 2014.

Tabela 10. Análise estatística descritiva dos indicadores de qualidade do solo.

Indicadores	M	Min.	Máx.	s ²	s	CV
pH	6,37	4,71	7,31	0,60	0,78	0,12
COT	2,28	0,76	9,32	7,84	2,80	1,16
NT	0,39	0,06	1,13	0,17	0,41	0,99
C/N	12,49	8,17	16,07	7,83	2,80	0,21
C-CO ₂	9,31	6,82	14,07	4,99	2,23	0,23

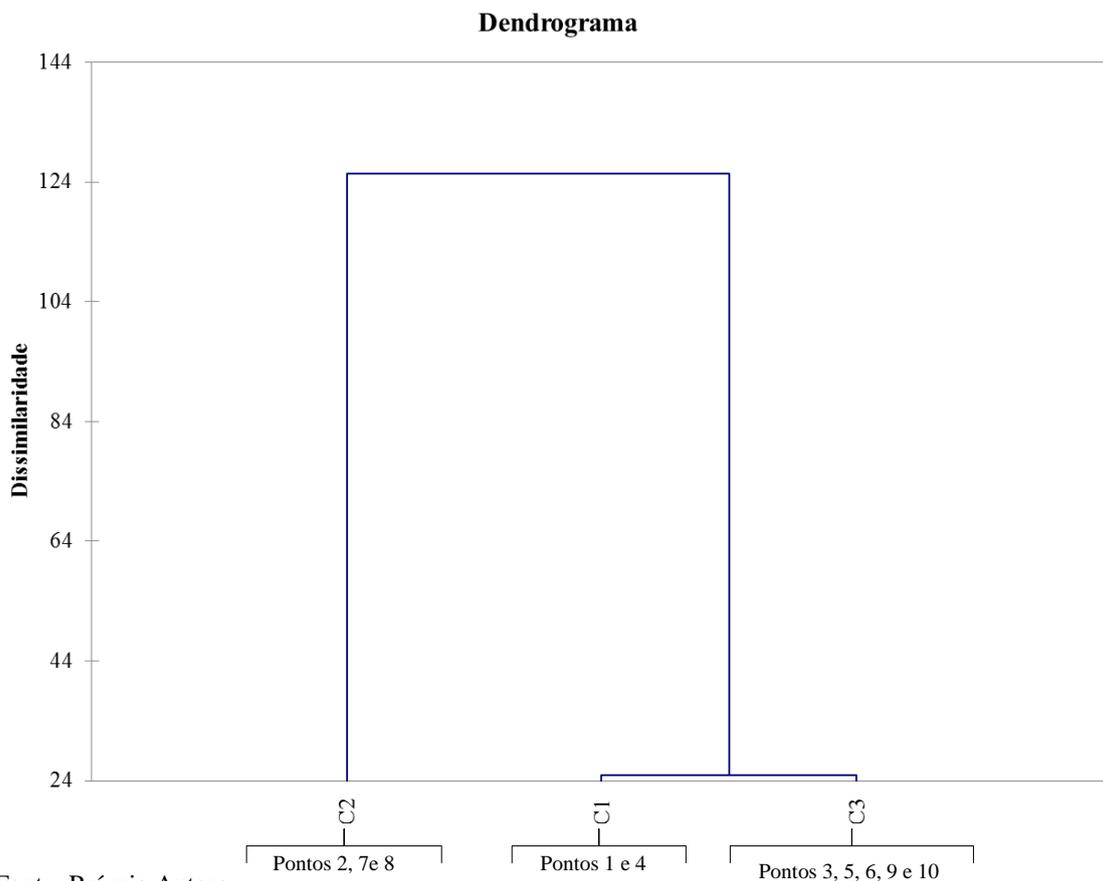
M – média; Min – valor mínimo; Máx – valor máximo; s² – variância; s- desvio padrão; CV – coeficiente de variação.

Fonte: Própria Autora.

A análise ACAH foi utilizada para observar a similaridade entre as amostras a partir dos atributos de qualidade do solo que foram observados, através da distância de similaridade de um conjunto de amostras a outro, utilizando-se a distância euclidiana quadrada. Já a ACP foi utilizada para a interpretação dos dados referentes às amostras investigadas, determinando as variáveis de maior influência na formação de cada amostra e os atributos de qualidade do solo que mais se evidenciaram nas áreas amostradas.

A ACAH permitiu a formação do dendrograma do Gráfico 6, que agrupou os pontos de coleta em três classes quanto a qualidade dos solos, mostrando através da distância euclidiana a dissimilaridade entre as classes.

Gráfico 6. Dendrograma de dissimilaridade entre classes referentes aos indicadores de qualidade de solo.



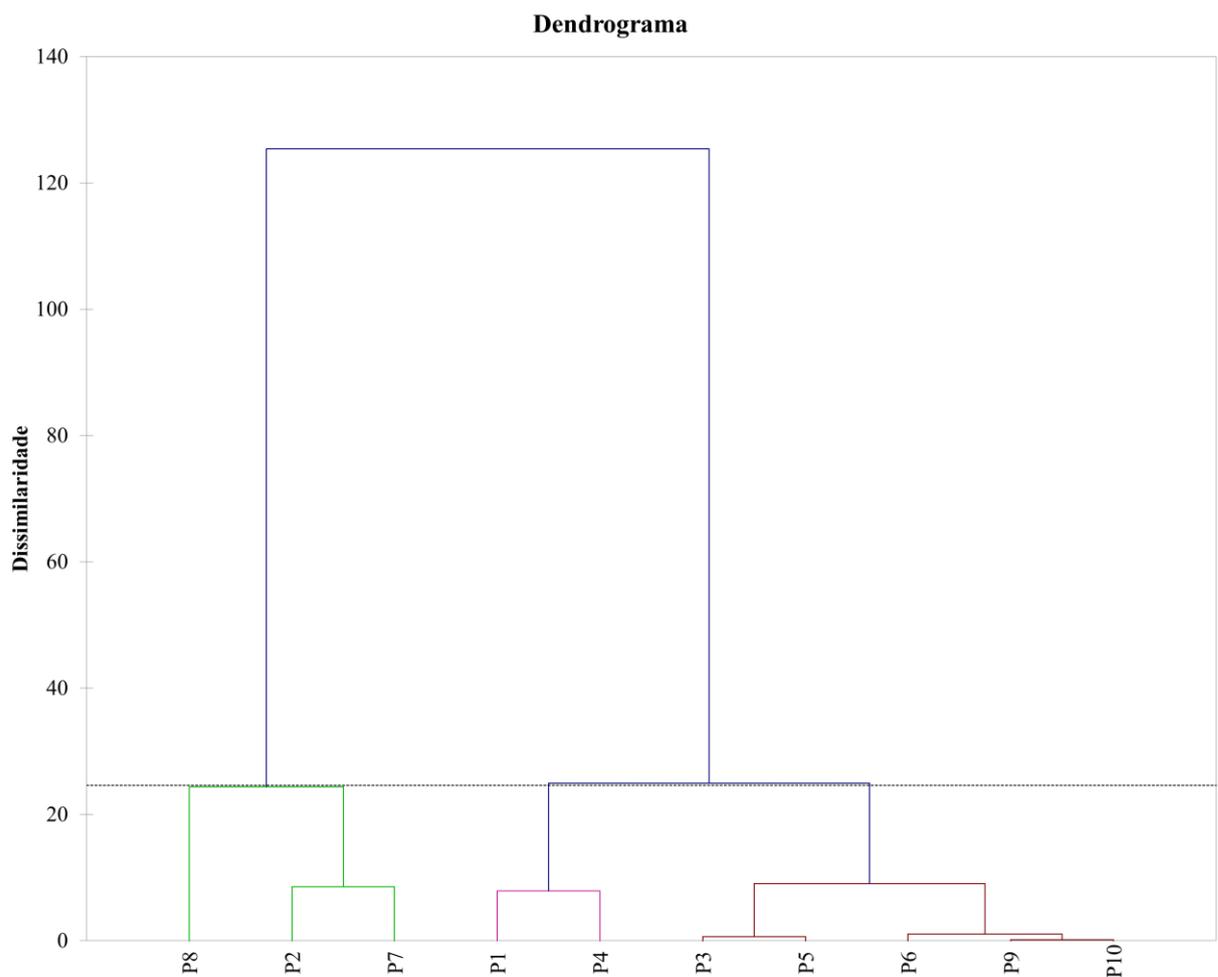
A classe C1 do dendrograma representa os pontos 1 e 4, áreas que apresentam melhor cobertura vegetal com presença de vegetação nativa, apresentando também as melhores condições de manejo.

A classe C2 representa os pontos 2, 7 e 8, áreas receptoras das águas poluídas da Lagoa e Riacho dos Macacos e que apresentam indicadores de qualidade inferiores aos predominantes na área de estudo.

A classe C3 representa os pontos 3, 5, 6, 9 e 10, áreas que apresentam boas condições de manejo e padrões similares em relação aos indicadores de qualidade do solo.

Pode-se observar uma baixa dissimilaridade entre as classes C1 e C3, o que indica uma maior semelhança entre as classes em relação aos indicadores qualitativos do solo (COT, NT, produção de C-CO₂, pH e relação C/N), o que não ocorre em relação à classe C2 que apresenta uma maior dissimilaridade, ou seja, os pontos dessa classe apresentam padrões de qualidade diferentes daqueles predominantes na área de estudo. O Gráfico 7 mostra o dendrograma de dissimilaridade entre as áreas de coleta de solo.

Gráfico 7. Dendrograma de dissimilaridade entre as áreas de coleta de solo.



Fonte: Própria Autora.

Observa-se no Gráfico 8 que os pontos 9 e 10 apresentam a menor dissimilaridade em relação aos indicadores de qualidade do solo. Os pontos 9 e 10 apresentam também uma baixa dissimilaridade em relação ao ponto 6, o que pode ser explicado pelos teores similares de COT, NT e relação C/N desses solos. Os pontos 3 e 5 também apresentam boa relação de similaridade entre os indicadores de solo analisados nessas duas coletas, ocorrendo uma relativa dissimilaridade entre eles e os demais pontos da classe C3, ou seja, mesmo agrupados em uma mesma classe os atributos do solo apresentados nos pontos 3 e 5 apresentam baixa dissimilaridade quanto aos indicadores analisados em relação aos pontos 6, 9 e 10.

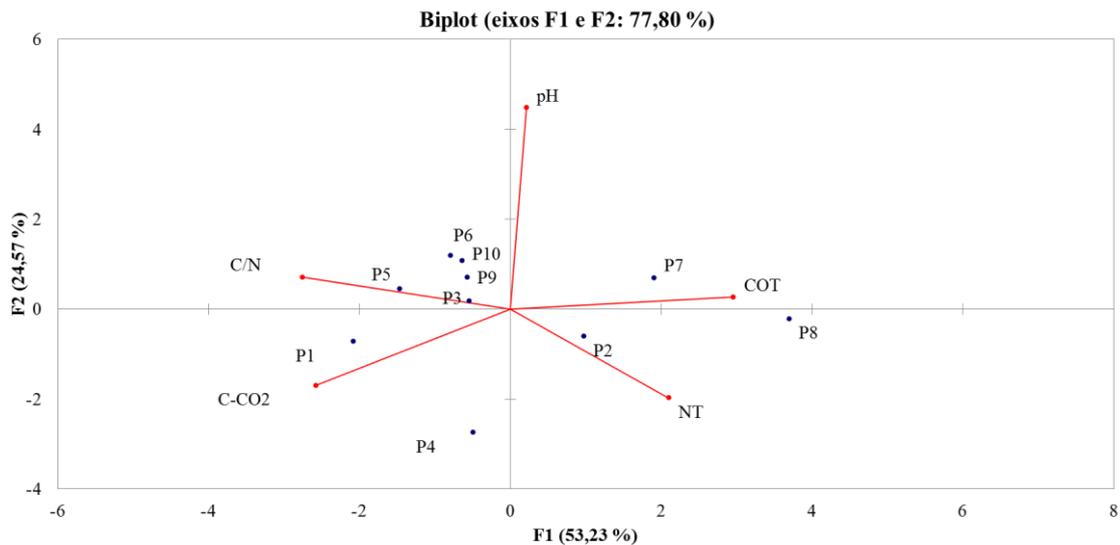
Observa-se também que os pontos 1 e 4, que constituem a classe C1, apresentam dissimilaridade entre seus atributos do solo dentro da classe, indicando a produção de C-CO₂ (Tabela 9) como o atributo que melhor caracteriza as duas áreas de coleta, havendo certo distanciamento dos pontos quanto aos demais indicadores avaliados. As classes C1 e C3 apresentam pequena dissimilaridade entre si, quando comparadas à classe C2, indicando comportamento similar dos indicadores qualitativos do solo nessas classes.

O ponto P8 pertencente à classe C2 é o que apresenta a maior dissimilaridade quanto aos aspectos qualitativos do solo em relação aos demais pontos de coleta, tanto os pertencentes à própria classe quanto aos pertencentes às classes C1 e C3. Já os pontos 2 e 7 apesar de agrupados em uma mesma classe apresentam certa dissimilaridade quanto aos indicadores de qualidade do solo, o que pode ser explicado pelos teores de COT e NT estabelecidos em 2 (Tabelas 6 e 7), que se distinguem de forma mais significativa daqueles encontrados em P7.

A maior dissimilaridade encontrada no ponto 8, em relação aos demais pontos, deve-se aos elevados teores de COT, NT e a baixa relação C/N estabelecida, quando compara-se os dados obtidos nos demais pontos de amostragem.

A ACP apresentada no Gráfico 8 mostra quais as principais variáveis que caracterizam as áreas de coleta. Nesta análise observa-se que os pontos 1 e 4 apresentam maior correlação com a produção de C-CO₂, sendo o ponto 1 o mais evidente.

Gráfico 8. Análise dos componentes principais das áreas de coleta.



Fonte: Própria Autora.

Os pontos 3, 5, 6, 9 e 10 apresentam uma boa correlação quanto à relação C/N estabelecida, ou seja, esses pontos apresentam padrões similares de C/N, sendo esta a característica que melhor os representa, o que pode ser visto através dos teores de COT, NT e consequentemente da relação C/N. Os pontos 7 e 8 apresentam como variáveis características os teores de COT e NT, sendo melhor caracterizados quanto ao COT em relação aos demais pontos de amostragem. O ponto 2 se apresenta melhor representado pela variável NT quando comparado às demais variáveis e aos demais pontos de amostragem.

Os parâmetros qualitativos dos solos receptores diretos de águas da Lagoa e do Riacho dos Macacos apresentaram valores inferiores aos das áreas isentas do contato direto com estas águas. Os solos dos pontos 2, 7 e 8 foram caracterizados pelos elevados teores de COT e NT (Tabelas 6 e 7; Gráfico 8) e uma baixa produção de C-CO₂ (Figura 17 e Tabela 9), em relação às demais áreas analisadas.

5.8. ANÁLISES DE ÁGUA SUPERFICIAIS QUANTO AO ATENDIMENTO À LEGISLAÇÃO

As coletas de água foram realizadas no período de Outubro de 2013 à Janeiro de 2014, sendo selecionados dois pontos na Lagoa dos Macacos, próximos aos pontos P1 e P2 de coleta de solos e dois pontos no Riacho dos Macacos, próximos aos pontos P6 e P7. Foram realizadas análises de Demanda Química e Bioquímica de Oxigênio para quantificar de forma indireta a carga orgânica que os mananciais estão sujeitos, verificando esses parâmetros quanto ao atendimento à legislação pertinente.

As Demandas Química e Bioquímica de Oxigênio (DQO e DBO₅, respectivamente) são os parâmetros tradicionalmente utilizados para a quantificação indireta de matéria orgânica, através do consumo de oxigênio dissolvido nas águas. No meio, o consumo de OD ocorre por ação dos organismos aeróbios durante o processo de estabilização da matéria orgânica, sendo a MO presente nos corpos d'água e nos esgotos a principal causa de poluição nos mananciais (SPERLING, 2007).

Segundo Schimtz (2004), a DQO é definida como a quantidade de oxidante necessária para reagir com a amostra em condições controladas, sendo o volume de oxidante gasto na reação expresso em termos de oxigênio equivalente. Em outras palavras, a DQO é determinada pelo residual do agente oxidante dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇). Já a DBO₅ é definida como a quantidade de oxigênio necessária aos microrganismos aeróbios para estabilização da MO, em condições similares aquelas que ocorrem na meio ambiente, sendo as amostras incubadas em ambiente controlado por 5 dias à 20°C (PARRON, MUNIZ E PEREIRA, 2011).

A Lagoa e o Riacho dos Macacos, cujas amostras de águas foram analisadas, são mananciais de extrema importância, próximos as suas margens localiza-se uma bateria de 18 poços tubulares que abastecem cerca de 75% do município de Juazeiro do Norte.

A Tabela 11 mostra os valores médios de DQO e DBO₅ obtidos em mg O₂/ L, em quatro amostragens, além da relação DQO/DBO₅. Os pontos A e B são referentes à Lagoa dos Macacos e os pontos C e D, ao Riacho dos Macacos.

Tabela 11. Valores médios de DQO e DBO₅ e relação DQO/DBO₅ observados na Lagoa (pontos A e B) e no Riacho dos Macacos (pontos C e D).

Pontos de coleta	DQO (mg O ₂ / L)	DBO ₅	DQO/DBO
A	656,8	43,0	11,9
B	558,5	137,8	4,2
C	790,1	94,0	23,1
D	621,6	84,5	6,7

Fonte: Própria Autora.

O ponto B referente à Lagoa dos Macacos apresentou o menor valor médio de DQO e o maior valor médio de DBO₅ dentre as amostras observadas. Esses valores devem-se ao fato da referida lagoa ser continuamente receptora dos esgotos a céu aberto. Já o maior valor observado de DQO foi registrado no ponto C referente ao Riacho dos Macacos, apresentando valor médio de DBO₅ para o período de observação de 94,0 mg/ L. O elevado

valor de DQO observado nas águas do riacho deve-se a mesma origem da poluição apresentada na Lagoa dos Macacos, devido a ineficiência e muitas vezes ausência de saneamento básico no município de Juazeiro do Norte, que torna esses mananciais receptores de esgotos brutos.

Segundo Gradvohl, Souza e Santos (2008), quanto maior a DQO e a DBO₅ do efluente, maior será o consumo de oxigênio dissolvido nos corpos d'água e conseqüentemente maior será o potencial de dano ao meio ambiente. Ainda segundo os autores, a relação DQO/DBO₅ expressa a fração de material biodegradável presente no efluente. Neste caso, quanto menor a relação DQO/DBO₅ maior será a fração material biodegradável.

Analisando a relação DQO/DBO₅ apresentadas na Tabela 11 observa-se que os pontos B e D apresentaram a menor relação, e conseqüentemente maior fração de material biodegradável, ou seja, nesses pontos há um maior recebimento ou acúmulo de cargas orgânicas.

Comparando os valores de DBO₅ da Tabela 12 com os valores máximos permissíveis estabelecidos na Seção II do Capítulo III da Resolução CONAMA nº 357/2005, referente às águas doces (Tabela 10), observa-se que as águas da Lagoa e do Riacho dos Macacos não correspondem ao enquadramento de nenhuma das classes de água doce destinadas ao consumo humano, por apresentarem níveis de DBO₅ superior ao estabelecido.

Os valores de DQO observados nas águas da Lagoa e Riacho dos Macacos assemelham-se aos valores apresentados por Sperling (2007) para esgotos domésticos, que se encontram em torno de 600 mg/ L. Porém os valores de DBO₅ observados estão inferiores aos apresentados por Sperling (2007) para esgotos domésticos, que se encontram em torno de 300 mg/ L.

Tabela 12. DBO₅ para corpos d'água destinados ao consumo humano estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/ 2005.

Resolução	DBO ₅ (mg O ₂ / L)
Classe Especial - Águas destinadas ao abastecimento público, com desinfecção; E à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral;	*
Classe I - Águas destinadas ao abastecimento público, após tratamento simplificado; À recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; À irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película;	Até 3
Classe II - Águas destinadas ao abastecimento público, após tratamento convencional; À recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; À irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; E à aquicultura e à atividade de pesca;	Até 5
Classe III - Águas destinadas ao abastecimento público humano, após tratamento convencional ou avançado; À irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; À dessedentação de animais;	Até 10

* Valores Máximos Permissíveis não estabelecidos em termo de DBO₅, devendo-se manter as condições naturais do corpo d'água.

A comparação dos níveis de DQO e DBO, estabelecidos durante o período de monitoramento, e os indicadores de qualidade do solo, nas áreas receptoras diretas das águas da Lagoa e Riacho dos Macacos, permite observar um maior aporte de MO no solo, expresso pelas maiores concentrações de COT e NT. A fração orgânica expressa em termos de DQO e DBO das águas desses mananciais, semelhante à estabelecida para esgoto doméstico, é a possível origem do maior aporte de MO no solo. Esse fato foi observado por Franca (2004), que também observou elevadas concentrações de cromo, manganês, cádmio e chumbo, indicando contaminação dessas águas por esgotos domésticos e indústrias. Isto pode ser a causa da baixa produção de C-CO₂ pela microbiota das áreas afetadas, ou seja, o metabolismo microbiano pode está sendo influenciado pela presença de outros contaminantes além da MO.

6. CONCLUSÕES

Os indicadores de qualidade dos solos de parte da zona de aluvião do Riacho dos Macacos revelaram fortes indícios de que parte da área estudada encontra-se poluída por esgotos. Observando-se uma maior degradação em áreas receptoras diretas das águas poluídas da Lagoa e do Riacho dos Macacos (pontos 2, 7 e 8).

Os teores elevados de COT e NT observados nos pontos 2, 7 e 8, quando comparados aos obtidos nos demais pontos de amostragem, mostram que os solos dessas

áreas estão submetidos a uma maior carga orgânica, oriundas do contato direto e irrigação com as águas da Lagoa e do Riacho dos Macacos. A presença de peixes e pequenas aves mortas na Lagoa dos Macacos indica a possível presença de agentes tóxicos nessas águas, provavelmente originários dos esgotos domésticos e industriais que chegam a esses mananciais.

As emissões de C-CO₂ observadas em amostras de solos da área indicam uma maior produção de dióxido de carbono nos pontos de menor antropização. Esse fato aparenta ser decorrente do restabelecimento gradual da cobertura vegetal e do menor contato dessas áreas com agentes contaminantes.

Os pontos 2, 7 e 8 expressaram baixas emissões de C-CO₂ e baixas relações C/N, quando comparados com os demais pontos de amostragem, indicando uma menor qualidade do solo por manejo inadequado dessas áreas. Neste contexto, as elevadas cargas orgânicas a qual o solo é submetido, assim como a qualidade dessas cargas, prejudicam o desenvolvimento da microbiota e conseqüentemente a qualidade do solo.

Os valores de DQO e DBO das águas da Lagoa e do Riacho dos Macacos apresentaram níveis de MO, em relação ao consumo de OD nesses mananciais, comparáveis aos encontrados em esgotos domésticos. Neste contexto, estes mananciais não atendem aos padrões exigidos pela Resolução CONAMA nº 357 de 2005, no que se refere às classes de águas doces com a finalidade de uso para consumo humano, manutenção de unidades de conservação, irrigação ou atividades de lazer e esportivas de contato primário ou secundário.

Observa-se uma interação entre as águas superficiais poluídas e o solo antropizado. Os baixos indicadores de qualidade do solo nos pontos 7 e 8 são influenciados pela precária condição sanitária das águas do Riacho dos Macacos, evidenciada pela baixa relação DQO/DBO e pelo manejo inadequado dos solos dessas áreas. Aumentando o risco de percolação de água poluída na direção do aquífero com lixiviação dos contaminantes presentes no solo.

Conclui-se, a partir das análises e observações que compuseram essa pesquisa, que as precárias condições sanitárias do município de Juazeiro do Norte, caracterizadas pelo uso inadequado de mananciais como receptores de efluentes domésticos e industriais, oferece grave risco à saúde pública, tanto pela contaminação persistente do solo, como das águas superficiais e conseqüentemente das águas subterrâneas.

REFERÊNCIAS

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Determinação do Teor de Umidade dos Solos. NBR n ° 6457, 1986.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Ensaio Granulométrico do Solo. NBR n ° 7181, 1984.
- AITA, C.; GIACOMINI, S. T. Nitrato no Solo com a Aplicação de Dejetos Líquidos de Suínos no Milho em Plantio Direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 2008.
- ALFAIA, S. S. Caracterização e Distribuição das Formas do Nitrogênio Orgânico em Três Solos da Amazônia Central. *ACTA Amazônica*, 2006.
- ALMASRI, M. N.; KALUARACHCHI, J. J. Assessment and Management of Long-Term Nitrate Pollution of Ground Water in Agriculture-Dominated Watersheds. *Journal of Hydrology*, 2004.
- ANA. Agência Nacional de Águas. Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos. Brasília, 2011.
- ANA. Agência Nacional de Águas. Abastecimento Urbano de Água: Resultado por Estados. vol.2. Brasília, 2010. Disponível em: http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/atlas/Atlas_ANA_Vol_02_Regiao_Nordeste.pdf. Última visualização em: Janeiro de 2014.
- AL OMROM, A. M.; EL-MAGHRABY, S. E.; NADEEM, M. E. A.; EL-ETER, A. M.; AL-MOHAMI, H. Long Term Effect of Irrigation With the Treated Sewage Effluent on Some Soil Properties of Al-Hassa Governorate, Saudi Arabia. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 2012.
- AL-KAISI, M. M.; YIN, X.; LICHT, M. A. Soil Carbon and Nitrogen Changes as Influenced by Tillage and Cropping Systems in Some Iowa Soils. *Agriculture Ecosystems e Environment*, 2005.
- ALVES, T. S.; CAMPOS, L. L.; NETO, N. E.; MATSOUKA, M.; LOUREIRO, M. F. Biomassa e Atividade Microbiana de Solo sob Vegetação Nativa e Diferentes Sistemas de Manejos. *Acta Scientiarum Agronomy*, 2011.

ANJOS, F.T. Estudo Hidrogeológico do Aquífero Rio da Batateira e Caracterização da Possibilidade de Abastecimento d'água nos Municípios de Crato, Juazeiro do Norte e Barbalha - CE, no ano de 2020. Dissertação (Mestrado em Geociências). Universidade Federal do Pernambuco. Recife, 2000.

ARAÚJO, E. A.; KER, J. C.; NEVES, J. C. L.; LANI, J. L. Qualidade do Solo: Conceitos, Indicadores e Avaliação. Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias. Guarapuava, 2012.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; DYNIA, J. F.; Mineralização de Nitrogênio em Solo Tropical Tratado com Lodos de Esgoto. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 2002.

BOOTH, M. S.; STARK, J. M.; RASTETTER, E. Controls on Nitrogen Cycling in Terrestrial Ecosystems: A Synthetic Analysis of Literature Data. Ecological Monographs, 2005.

BORTOLON, E. S. O. Simulação do Impacto da Agricultura sobre os Estoques de Carbono Orgânico do Solo e o Balanço de CO₂ Regionais Integrando o Modelo Century e Sistemas de Informação Geográfica. Tese (Doutorado em Ciências do Solo). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2008.

BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 8 de Janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Casa Civil – Presidência da República. Brasília, 1997.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de Março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília, 2005.

BRASIL. Lei Federal nº 11.445, de 5 de Janeiro de 2007. Estabelece Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico; Altera as Leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Casa Civil – Presidência da República. Brasília, 2007.

BRASIL. Resolução CONAMA n° 396, de 3 de Abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília, 2008.

BRASIL. Portaria n° 2.914, de Dezembro de 2011 do Ministério da Saúde. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, 2011.

BREMNER, J. M.; MULVANEY, C. S. Total Nitrogen. *Methods of Soil Analysis*. Madison: American Society of Agronomy, 1982.

BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil Structure and Management: A Review. *Geoderma*. USA, 2004.

CALDEIRA, M. V. W.; SCHUMACHER, M. V.; BARICHELLO, L. R.; VOGEL, H. L. M. Determinação de Carbono Orgânico em Povoamentos de *Acacia mearnsii* de Wild. Plantados no Rio Grande do Sul. *Revista Acadêmica: ciências agrárias e ambientais*, 2003.

CARVALHO, F. Atributos Bioquímicos como Indicadores da Qualidade de Solo em Florestas de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. No Estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas). Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2005.

CAS, V. L. S. Mineralização do Carbono e do Nitrogênio no Solo com Uso de Lodo de Esgoto e Palha de Aveia. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo). Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2009.

CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A. L. Estabilidade dos Agregados e sua Relação com o Teor de Carbono Orgânico num Latossolo Roxo Distrófico, em Função de Sistemas de Plantio, Rotações de Culturas e Métodos de Preparo das Amostras. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 1998.

CASTRO, G. C. Carbono Orgânico nas Frações Granulométricas e Húmicas em Solos de Diferentes Textura sob Florestas da Região Noroeste Matogrossense. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais). Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, 2008.

CAVANAGH, J. A. E. Soil Guideline Values for Protection of Groundwater Quality. *Environment Caterbury*. New Zealand, 2006.

- CEARÁ. Governo do Estado do Ceará. Disponível em: <http://www.ceara.gov.br/governo-do-ceara/projetos-estruturantes/saneamento>. Última visualização em: Março de 2014.
- COGERH. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. Anuário do Monitoramento Quantitativo dos Principais Açudes do Estado do Ceará. Fortaleza, 2007.
- COGERH. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. Plano de Monitoramento e Gestão dos Aquíferos da Bacia do Araripe, Estado do Ceará. Fortaleza, 2009.
- COSTA, M. R. Uso da Respirometria para Avaliação da Biodegradação Aeróbia de Lixiviado de Resíduos Sólidos Urbanos em Latossolo Vermelho-Escuro. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília. Brasília, 2009.
- CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – Serviço Geológico do Brasil. Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações. 2ª ed. Fortaleza, 2000.
- CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – Serviço Geológico do Brasil. Implantação de Rede Integrada de Monitoramento das Águas Subterrâneas, 2009.
- DINIS, A.; FRAGA, H. Poluição de Solos: Riscos e Consequências. Disponível em: <http://bdigital.ufp.pt/bitstream/10284/574/1/49-54FCT2005-7.pdf>. Última visualização: Maio de 2014.
- DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral. Avaliação Hidrogeológica da Bacia Sedimentar do Araripe. Recife, 1996.
- CURL, E. A.; RODRIGUES-KABANA, R. Microbial Interactions. Research Methods in Weed Science. Atlanta, Southern Weed Science Society, 1972.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Distrito Federal, 2009.
- ERNANI, P. R. Disponibilidade de Nitrogênio para a Adubação Nitrogenada para Macieira. UDESC, 2003.
- EVANS, J. L.; FERNANDEZ, I. J.; RUSTAD, L. E.; NORTON, S. A. Methods for Evaluating Carbon Fractions in Forest Soils: A Review. The University of Maine, 2001.

EZE, V. C.; OMEH, Y. N.; UGWEJE, C. D. Microbiological and Physicochemical Assessment of Soil Contaminated with Lairage Effluent in Umuahia, Abia State, Nigeria. *OSR Journal of Pharmacy and Biological Sciences*, 2013.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. *Review of World Water Resources by Country*. Rome, 2003.

FEITOSA, F. A. C.; VIDAL, C. Estudos Hidrogeológicos de Pequenas Bacias Sedimentares da Região Semi-Árida do Nordeste Brasileiro. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – Serviço Geológico do Brasil . CPRM, 2004.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. Manual Prático para a Compostagem de Biossólidos. Programa de Pesquisa em Saneamento Ambiental – PROSAB, 1999.

FERNANDES, F. C. S. Dinâmica do Nitrogênio na Cultura do Milho (Zea May), em Cultivos Sucessivos com Aveia Preta (Avena Strigosa), sob Sistema de Plantio Direto. Tese (Doutorado em Agronomia). Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2006.

FIALHO, J. S.; GOMES, V. F. F.; OLIVEIRA, T. S.; JUNIOR, J. M. T. S. Indicadores da Qualidade do Solo em Áreas sob Vegetação Natural e Cultivo de Bananeiras na Chapada do Apodi-CE. *Revista Ciência Agronômica*, 2006.

FONTENELE, S. B. Modelagem Matemática da Dinâmica de Fluxo Riacho-Aquífero na Microbacia Hidrografia do Riacho São José, Região do Cariri Cearense. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2010.

FOSTER, S.; HIRATA, R.; GOMES, D.; D'ELIA, M.; PARIS, M. Proteção da Qualidade da Água Subterrânea. BIRD e Banco Mundial. São Paulo, 2006.

FRACETTO, F. J. C. Estoque de Carbono e Nitrogênio e Estrutura da Comunidade de Diazotróficas em Solos de Caatinga com Plantio de Mamona. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo). Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2009.

FRANCA, R. M.; FRISCHKORN, H.; SANTOS, M. R. P.; MENDONÇA, L. A. R.; BESERRA, M. C. Contaminação de Poços Tubulares em Juazeiro do Norte-CE. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2006.

FREITAS, A. B. L. P. Análise Estratigráfica do Intervalo Siliciclástico Aptiano da Bacia do Araripe - Formação Rio da Batateira. Dissertação (Mestrado em Geologia). Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.

FREITAS, A. B. L. P.; BORGHI, L. Estratigrafia de Alta Resolução do Intervalo Siliciclástico Aptiano da Bacia do Araripe. Revista Geociências, 2011.

FUNASA. Fundação Nacional de Saúde. Manual de Saneamento. 3ªed. Brasília, 2007.

FUNCEME. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Zoneamento Ambiental do Estado do Ceará: Parte II – Mesorregião do Sul Cearense. Departamento de Recursos Ambientais. Fortaleza, 2006.

FUNCEME. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Levantamento de Reconhecimento de Média Intensidade dos Solos: Mesorregião do Sul Cearense. Fortaleza, 2012.

GRADVOHL, S. T. S.; SOUZA, N. C.; SANTOS, B. A. Fundamentos da Qualidade da Água. Secretária Nacional de Saneamento Ambiental. Salvador, 2008.

HACH. Manual do Usuário BOD Trak II™, 2008.

HAIDER, J. T.; MARUMOTO, E.; AZAD, A. K. Estimation of Microbial Biomass Carbon and Nitrogen in Bangladesh Soils. Soil. Sci.Plant Nutr,1991.

HARTER, T.; DAVIS, H.; MATHEUS, M. C.; MEYER, R. D. Shallow Groundwater Quality on Dairy Farms With Irrigated Forage Crops. Journal of Contaminant Hydrology, 2002.

HIRATA, R.; SUHOGUSOFF, A.; FERNANDES, A. Groundwater Resources in the State of São Paulo (Brazil): The Application of Indicators. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 2007.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Plano Nacional de Saneamento Básico 2008. Rio de Janeiro, 2010.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Perfil dos Municípios Brasileiros, 2011. Rio de Janeiro, 2012.

INESP. Instituto de Estudos e Pesquisas para o Desenvolvimento do Ceará. Caderno Regional da Sub-Bacia do Salgado. Fortaleza, 2009.

IPECE. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. Ceará em Mapas, 2007. Disponível em: <http://www2.ipece.ce.gov.br/atlas/capitulo1/11/139.htm>. Visualizado em: Março de 2014.

IPECE. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. Perfil Básico Municipal, 2013.

JHA, B. M. Ground Water Quality in Shallow Aquifers of India. Central Ground Water Board Ministry of Water Resources Government of India. Fari Dabad, 2010.

JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. The Vertical Distribution of Soil Organic Carbon and its Relation to Climate and Vegetation. *Ecological Applications*, 2000.

JÚNIOR, A. N. S. Uso da Krigagem para Caracterização da Variabilidade Espacial da Condutividade Hidráulica no Semi-Árido Nordeste com Enfoque Bayesiano. Dissertação (Mestrado em Biometria). Universidade Federal Rural do Pernambuco. Recife, 2006.

KHAI, N. M.; TUAN, P. T.; VINH, N. C.; OBORN, I. Effects of Using Wastewater as Nutrient Sources on Soil Chemical Properties in Peri-Urban Agricultural Systems. *VNU Journal of Science, Earth Sciences*, 2008.

KUMMER, L.; BARROS, Y. J.; SCHÄFER, R. F.; FERREIRA, A. T. S.; FREITAS, M. P.; PAULA, R. A.; DIONÍSIO, J. A. Respiração e Biomassa Microbiana em Solos sob Diferentes Sistemas de Uso. *Scientia Agraria*, 2008.

LANDIM, P. M. B. Sobre Geoestatística e Mapas. *Revista Terrae Didática*, 2006.

LEITE, L. F. C.; ARAÚJO, A. S. F. Ecologia Microbiana do Solo. Teresina: EMBRAPA Meio – Norte, 2007.

LEITE, D. C.; CUNHA, A. C. B.; BIZANI, D. Análise de Macro e Micronutrientes em um Estudo Comparativo de Solo Humífero para Processos de Biorremediação. *Revista de Ciências Ambientais*, 2011.

LIMA, G. G.; RIBEIRO, S. C. Geomorfologia e Paisagem do Município de Juazeiro do Norte/CE: Relações entre a Natureza Semi-Árida e os Impactos Antrópicos. *Revista Geonorte*, 2012.

LOVATO, T. Dinâmica do Carbono e Nitrogênio do Solo Afetada por Preparos do Solo, Sistemas de Cultura e Adubo Nitrogenado. Tese (Doutorado em Ciências do Solo). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2001.

MADEIRA, J. Remediação de Aquíferos Contaminados por Nitratos: Um Caso de Estudo por Biorremediação. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental). Universidade de Lisboa, 2010.

MARTINS, M. E.; CAMPOS, D. T. S. Qualidade Microbiológica do Solo Fertirrigado com Vinhaça. Revista de Ciências Agro-Ambientais, 2011.

MARZALL, K.; ALMEIDA, J. Indicadores de Sustentabilidade para Agroecossistemas: Estado da Arte, Limites e Potencialidades de uma Nova Ferramenta para Avaliar o Desenvolvimento Sustentável. Cadernos de Ciência e Tecnologia. Brasília, 2000.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. Matéria Orgânica do Solo. Métodos de Análises. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2005.

MENEZES, J. P. C. Influência do Uso e Ocupação da Terra na Qualidade da Água Subterrânea e sua Adequação para Consumo Humano e Uso na Agricultura. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal). Universidade Federal do Espírito Santo. Alegre, 2012.

MILLER, C. Understanding the Carbon – Nitrogen Ratio. ACRES U.S.A – A Voice for Eco - Agriculture. Austin, 2000.

MILLER JR, G. T. Ciência Ambiental. Cengage Learning. 11^a ed. São Paulo, 2011.

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de Recursos Hídricos e seus Efeitos sobre a Saúde Humana. Revista Saúde Pública, 2002.

MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica da Matéria Orgânica e da Biomassa Microbiana em Solo Submetido a Diferentes Sistemas de Manejo na Amazônia Ocidental. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 2004.

MOTA, S. B.; VON SPERLING, M. Nutrientes de Esgoto Sanitário: Utilização e Remoção. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB. Rio de Janeiro, 2009.

NASCIMENTO, S. A. M.; BARBOSA, J. S. F. Qualidade da Água do Aquífero Freático no Alto Cristalino de Salvador, Bacia do Rio Lucaia, Salvador, Bahia. Revista Brasileira de Geociências, 2005.

NETTO, A. M. R.; FREITAS, A. B. L. P.; CARVALHO, I. S.; REGALI, M. S. P.; BORGHI, L.; FREITAS, F. I. Formalização Estratigráfica do Membro Fundão, Formação Rio da Batateira, Cretáceo Inferior da Bacia do Araripe, Nordeste do Brasil. Revista Brasileira de Geociências, 2012.

OLIVEIRA (a), J. M. S. Impacto das Alterações Climáticas na Qualidade das Águas Subterrâneas de Aquíferos Carbonatados em Portugal. Dissertação (Mestrado em Geológica e Minas). Universidade Técnica de Lisboa, 2011.

OLIVEIRA (b), J. R. Aplicação Prática da Análise Textural no Campo. Revista Agropecuária, 2011. Disponível em: <http://www.revistaagropecuaria.com.br/2011/09/22/aplicacao-pratica-da-analise-textural-no-campo/>. Última visualização: Julho de 2014.

ONU. Organização das Nações Unidas. Disponível: <http://www.onu.org.br/a-onu-em-acao/a-onu-em-acao/a-onu-e-a-agua/>. Última visualização em: Março de 2014.

PANACHUKI, E. Infiltração de Água no Solo e Erosão Hídrica, sob Chuva Simulada, em Sistema de Integração Agricultura-Pecuária. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, 2003.

PAREDES JUNIOR, F. P. Bioindicadores de Qualidade do Solo em Cultivos de Cana-de-Açúcar sob Diferentes Manejos. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul. Aquidauana, 2012.

PARRON, L.M.; MUNIZ, D. H. F.; PEREIRA, C. M. Manual de Procedimento de Amostragem e Análise Físico-Química de Água. EMBRAPA Florestas. Colombo, 2011.

PEIXOTO, M. F. S. P. Biologia do Solo. Centro de Ciências Agrárias Ambientais e Biológicas. Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2008.

PHILIPPI JR, A.; ROMÉRO, M. A.; BRUNA, G. C. Curso de Gestão Ambiental. Editora Manole. São Paulo, 2004

PIMENTEL, R. M. Propriedades Físicas, Carbono e Nitrogênio do Solo em Sistemas Agropecuários. Dissertação (Mestrado em Zootecnia). Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2012.

PITOMBO, L. M. Estoques de Carbono e Nitrogênio e Fluxos de Gases do Efeito Estufa em Solos com Diferentes Históricos de Aplicação de Lodo de Esgoto. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical). Instituto Agronômico de Pós- Graduação. Campinas, 2011.

PULROLNIK, K. Transformações do Carbono no Solo. Distrito Federal: EMBRAPA Cerrados, 2009.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação. Editora Escrituras. São Paulo, 2006.

REEVES, D. W. The Role of Soil Organic Matter in Maintaining Soil Quality in Continuous Cropping Systems. Soil e Tillage Research, 1997.

RESENDE, A. V. Agricultura e Qualidade da Água: Contaminação da Água por Nitrato. Planaltina: EMBRAPA Cerrados, 2002.

RIBEIRO, M. L.; LOURENCETTI, C.; PEREIRA, S. Y.; MARCHI, M. R. R. Contaminação de Águas Subterrâneas por Pesticidas: Avaliação Preliminar. Revista Química Nova, 2007.

ROBILLARD, P. D.; SHARPE, W. E.; SWISTOCK, B. R. Nitrates in Drinking Water. College of Agricultural Sciences. Pennsylvania State University, 2014.

ROSA, R. S.; MESSIAS, R. A.; AMBROZINI, B. Ciclos Biogeoquímicos e Desenvolvimento Sustentável. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2003.

SANTOS, A. S. Respiração e Biomassa Microbiana em Área de Cultivo Comercial de Pupunha (*Bactris gasipaes*, KUNTH) e Palmeira-Real (*Archontophoenix alexandrae*, MUELLER), no Litoral Paraense-Brasil. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2003.

SANTOS, M. R. P. Transporte Advectivo de Poluentes do Riacho dos Macacos ao Aquífero Rio da Batateira na Cidade de Juazeiro do Norte – CE. (Dissertação em Física). Universidade Federal do Ceará. Departamento de Física. Fortaleza, 2004.

SANTOS, E. Carbono, Nitrogênio e Relação C/N em Gleissolo e Cambissolo sob Diferentes Tipologias Vegetais na Área de Ocorrência da Floresta Ombrófila Densa, Antonina – PR. (Dissertação em Ciências do Solo). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2007.

SANTOS, P. R. Atributos do Solo em Função dos Diferentes Usos em Perímetro Irrigado do Sertão de Pernambuco. Tese (Doutorado em Ciências do Solo). Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, 2010.

SCHIMTZ, J. A. K. Indicadores Biológicos de Qualidade do Solo. Tese (Doutorado em Ciências do Solo). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2003.

SCHIMTZ, A. C. Avaliação Comparativa de Metodologias de Análise de Demanda Química de Oxigênio – DQO. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2004.

SCHJONNING, P.; ELMHOLT, S.; CHISTENSEN, B.T. Managing Soil Quality: Challenges in Modern Agriculture. Wallingford, 2004.

SEMACE. Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Diagnóstico Ambiental do Parque Ecológico das Timbaúbas Juazeiro do Norte – Ceará. Juazeiro do Norte, 2003.

SEMASP. Secretária Municipal de Meio Ambiente e Serviços Públicos. Levantamento das Condições Sanitárias do Município de Juazeiro do Norte. Juazeiro do Norte, 2014.

SILVA, D. F.; ANDRADE, C. L. T.; SIMEONE, M. L. F.; AMARAL, T. A.; CASTRO, L. A.; MOURA, B. F. Análise de Nitrato e Amônio em Solo e Água. EMBRAPA: Minas Gerais, 2010.

SILVA, R. C. S.; ALMEIDA, J. C. R.; BATISTA, G. T.; FORTES NETO, P. Os Indicadores Físicos, Químicos e Biológicos da Qualidade do Solo e da Sustentabilidade dos Ambientes Naturais. Repositório Eletrônico Ciências Agrárias, Coleção Ciências Ambientais. Disponível em: <http://www.agro.unitau.br/dspace>. 2011.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. Manual de Análises Físico-Químicas de Águas de Abastecimento e Residuárias. Campina Grande, 2011.

SILVA, C. F.; PEREIRA, M. G.; MIGUEL, D. L.; FEITORA, J. C. F.; LOSS, A.; MENEZES, C. E. G.; SILVA, E. M. R. Carbono Orgânico Total, Biomassa Microbiana e

Atividade Enzimática do Solo de Áreas Agrícolas, Florestais e Pastagens no Médio Vale do Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Ciências de Solo*, 2012.

SILVA, C. J. C. Influência Antrópica na Composição dos Sedimentos da Rede de Drenagem Natural em Juazeiro do Norte – CE. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional Sustentável). Universidade Federal do Cariri. Juazeiro do Norte, 2013.

SILVEIRA, A. P. D.; FREITAS, S. S. Microbiota do Solo e Qualidade Ambiental. Instituto Agronômico. Campinas, 2007.

SOUZA, A. P.; FERREIRA, F. A.; SILVA, A. A.; RUIZ, H. A. Respiração Microbiana do Solo sob Doses de Glyphosate e de Imazapyr. *Planta Daninha*, 1999.

SOUZA, W. J. O.; MELO, W. J. Teores de Nitrogênio no Solo e nas Frações da Matéria Orgânica sob Diferentes Sistemas de Produção de Milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 2000.

SOUZA, J. A. A.; BATISTA, R. O.; RAMOS, M. M.; SOARES, A. A. Contaminação Microbiológica do Perfil do Solo com Esgoto Sanitário. *Acta Scientiarum Technology*, 2011.

SOUZA, C. D.; CASTRO, M. A. H. Simulação do Fluxo Hídrico Subterrâneo por Estimativa de Parâmetros Usando Cargas Hidráulicas Observadas: Caso do Cariri Cearense, Brasil. Portugal, 2013.

SPERLING, M. Estudos de Modelagem da Qualidade da Água de Rios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2007.

STOTZKY, G. Microbial respiration. *Methods of Soil Analysis*. American Society Agronomy, 1965.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. Análises de Solo, Plantas e outros Materiais. Departamento de Solos. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 1995.

TODD, D. K. *Groundwater Hydrology*. John Wiley and Sons. USA, 1980.

VERÍSSIMO, L. S.; AGUIAR, R. B. Hidrogeologia da Porção Oriental da Bacia Sedimentar do Araripe: Diagnóstico do Estado da Arte. CPRM - Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – Serviço Geológico do Brasil, 2005.

VESILIND, P. A.; MORGAN, S. M. Introdução à Engenharia Ambiental. Cengage Learning. São Paulo, 2011.

VIANA, N. O. Vulnerabilidade e Risco à Poluição do Sistema Aquífero Médio – Entre Crato e Missão Velha, Bacia do Araripe, Ceará. Dissertação (Mestrado em Geologia). Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2007.

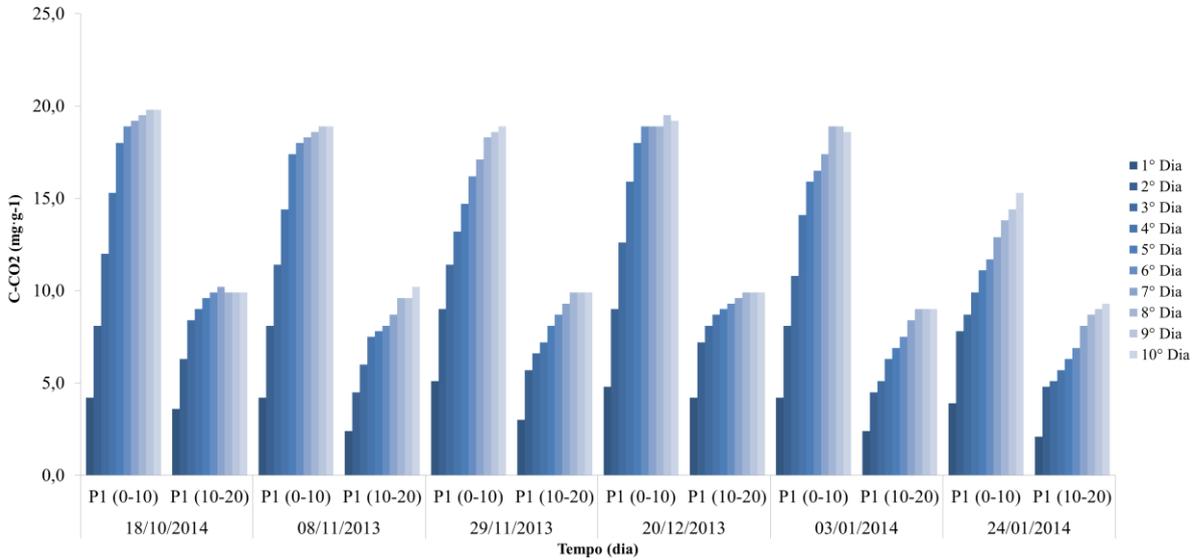
WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An Examination of the Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. Soil Science, 1934.

YANG, Y. H.; FANG, J. Y.; GUO, D. L.; JI, C. J.; E MA, W. H. Vertical Patterns of Soil Carbon, Nitrogen and Carbon: Nitrogen Stoichiometry in Tibetan Grasslands. Biogeosciences Discussions, 2010.

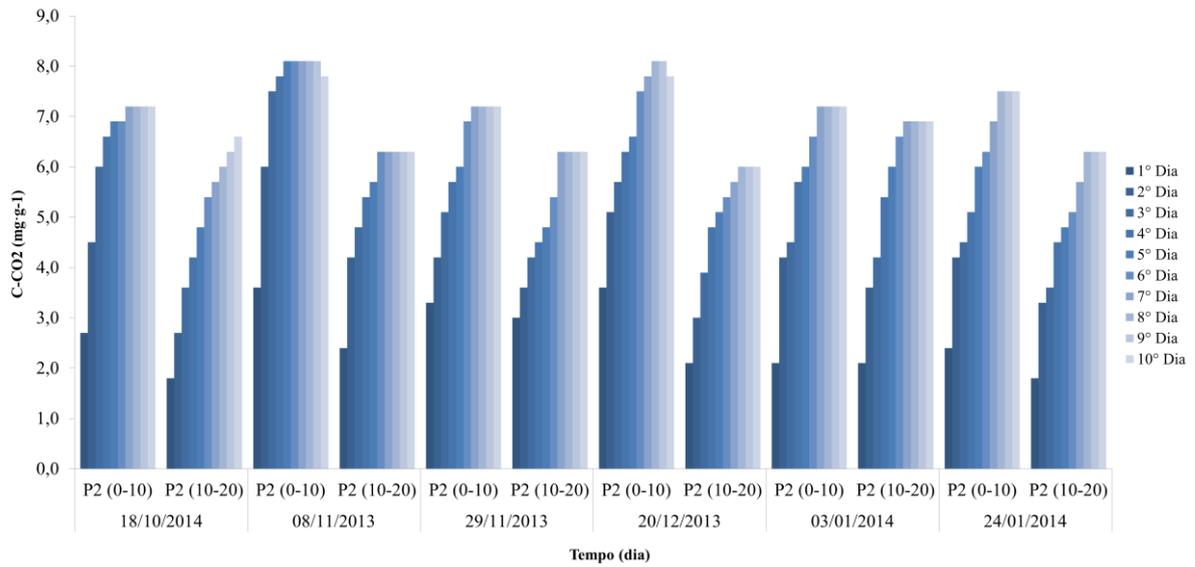
YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A Rapid and Precise Method for Routine Determination of Carbon in Soil. Soil Science Plant Anal, 1988.

APÊNDICE A: EVOLUÇÃO ACUMULADA DE C-CO₂ EM 10 DIAS PARA CADA EXPERIMENTO REALIZADO.

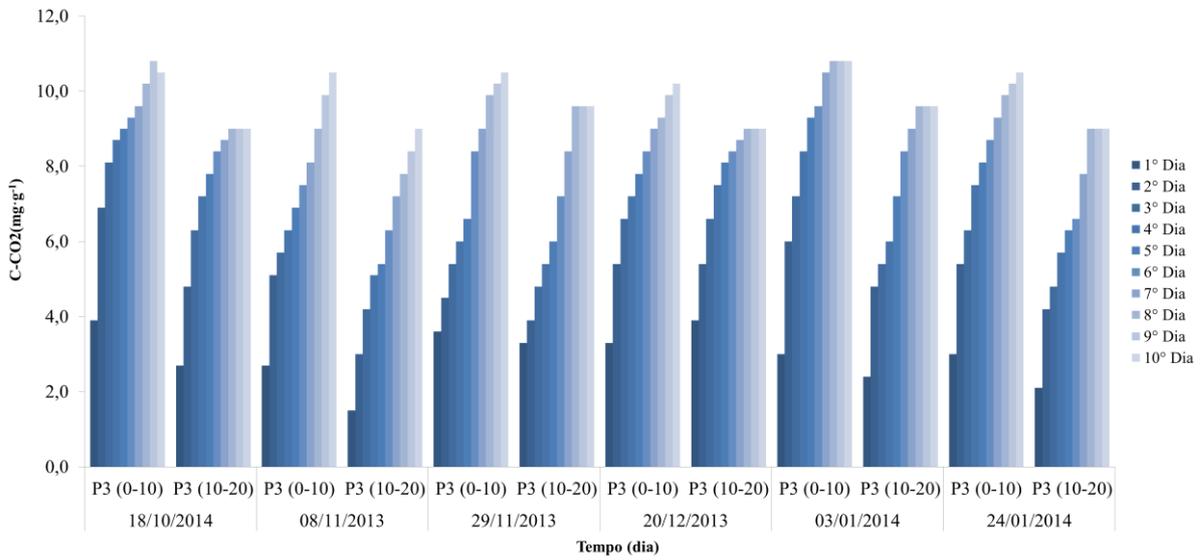
1. Evolução de C-CO₂ (mg·g⁻¹) no Ponto 1:



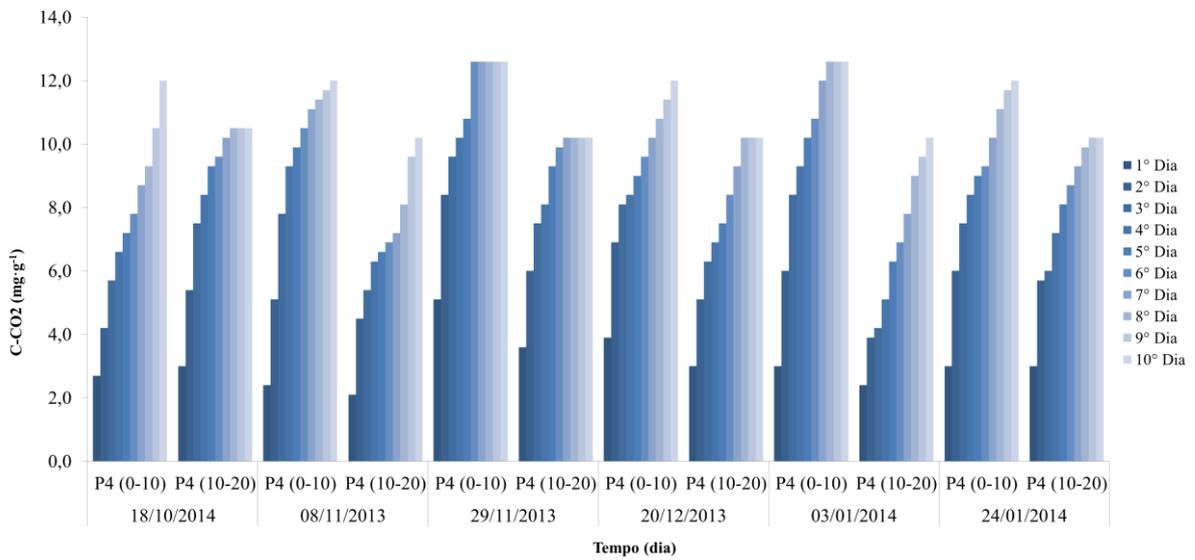
2. Evolução de C-CO₂ (mg·g⁻¹) no Ponto 2:



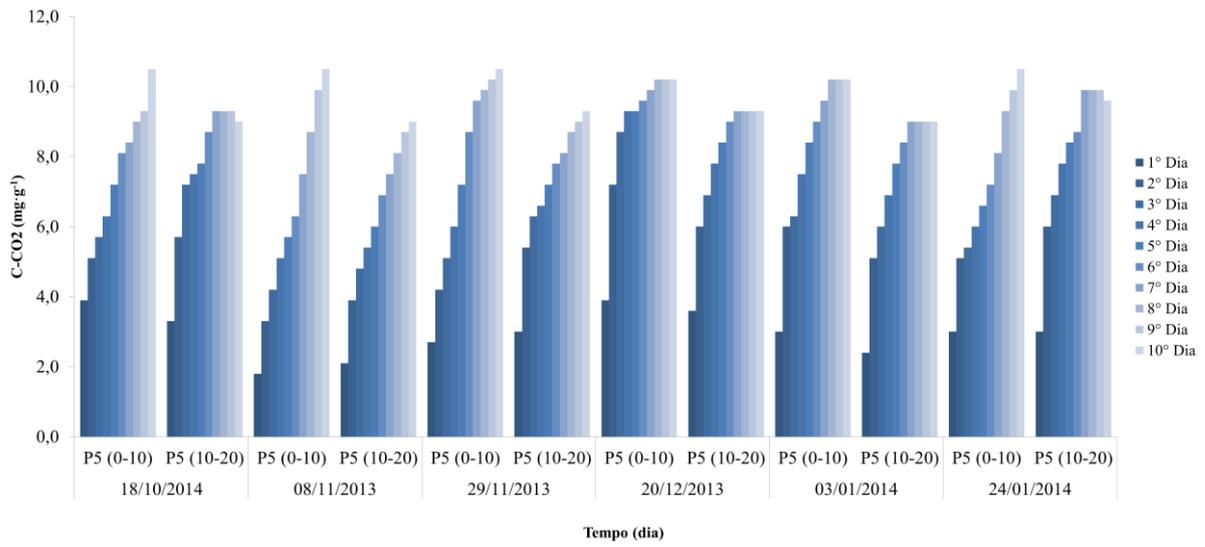
3. Evolução de C-CO₂ (mg·g⁻¹) no Ponto 3:



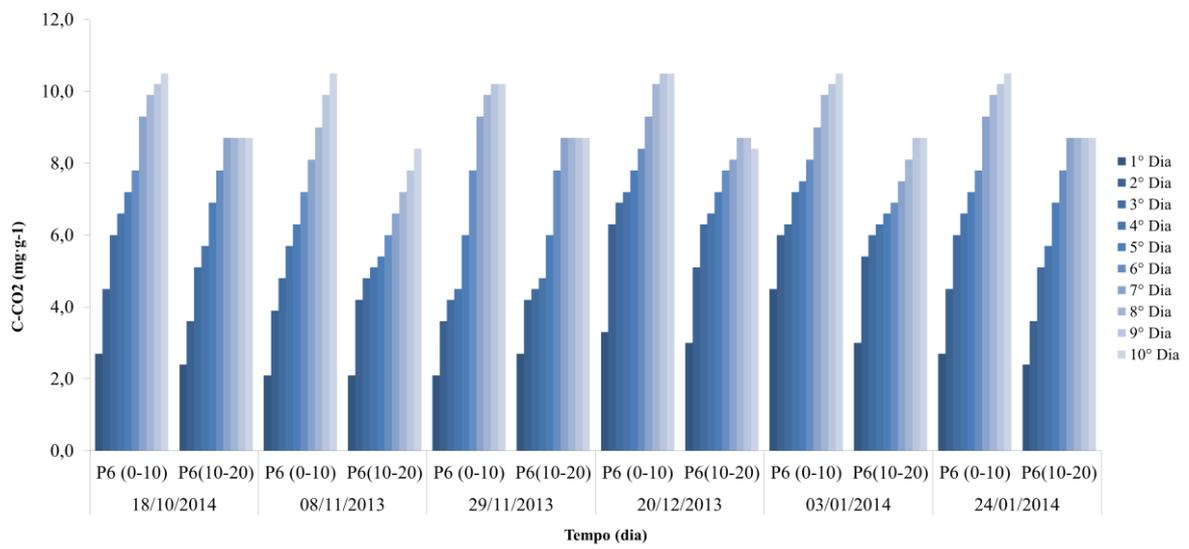
4. Evolução de C-CO₂ (mg·g⁻¹) no Ponto 4:



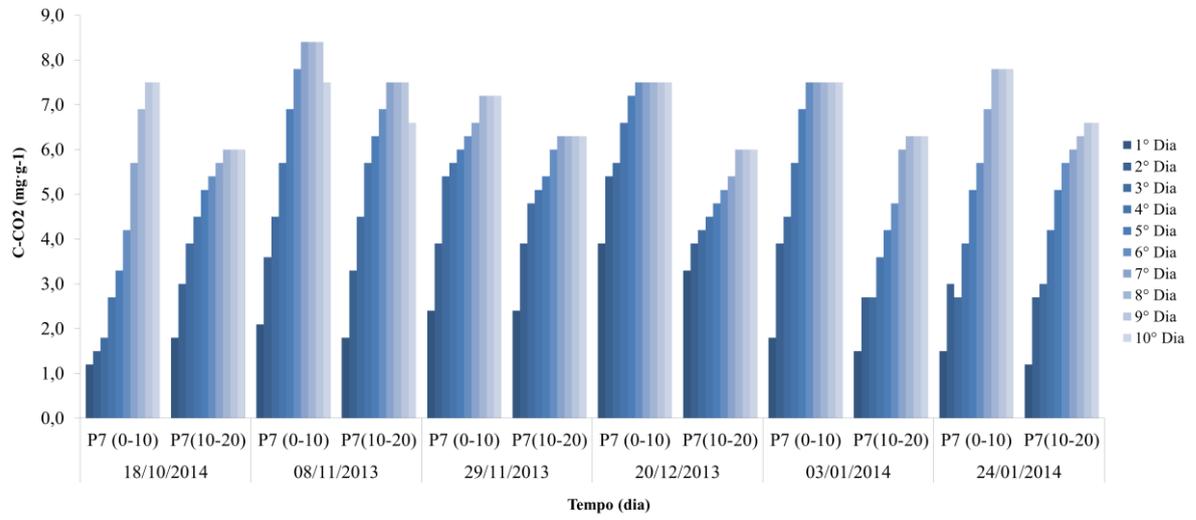
5. Evolução de C-CO₂ (mg·g⁻¹) no Ponto 5:



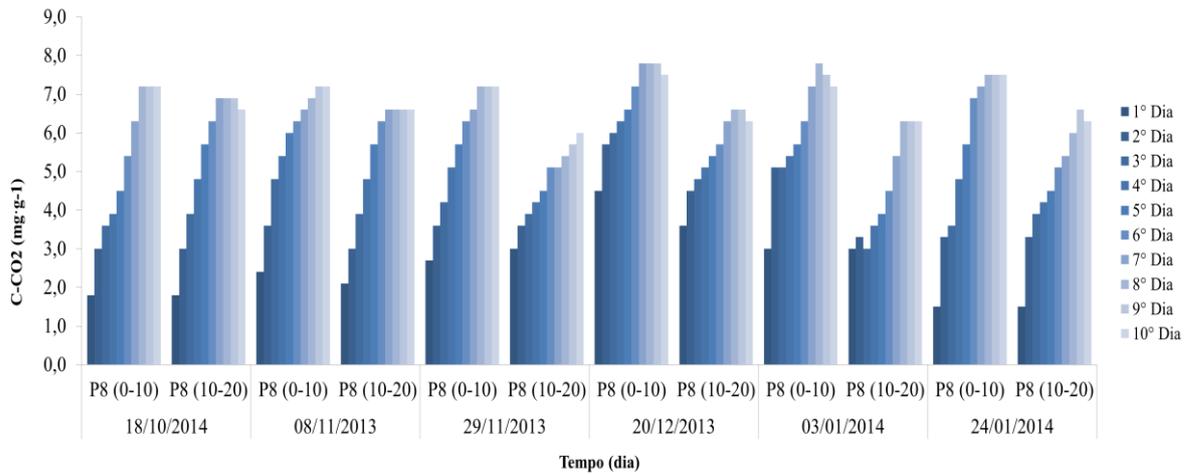
6. Evolução de C-CO₂ (mg·g⁻¹) no Ponto 6:



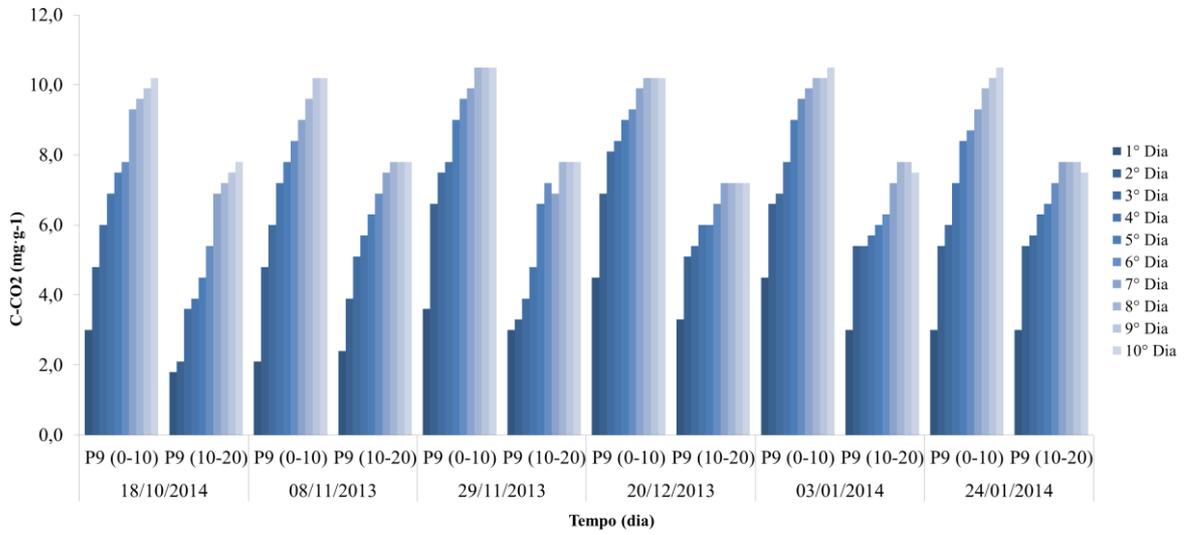
7. Evolução de C-CO₂ (mg·g⁻¹) no Ponto 7:



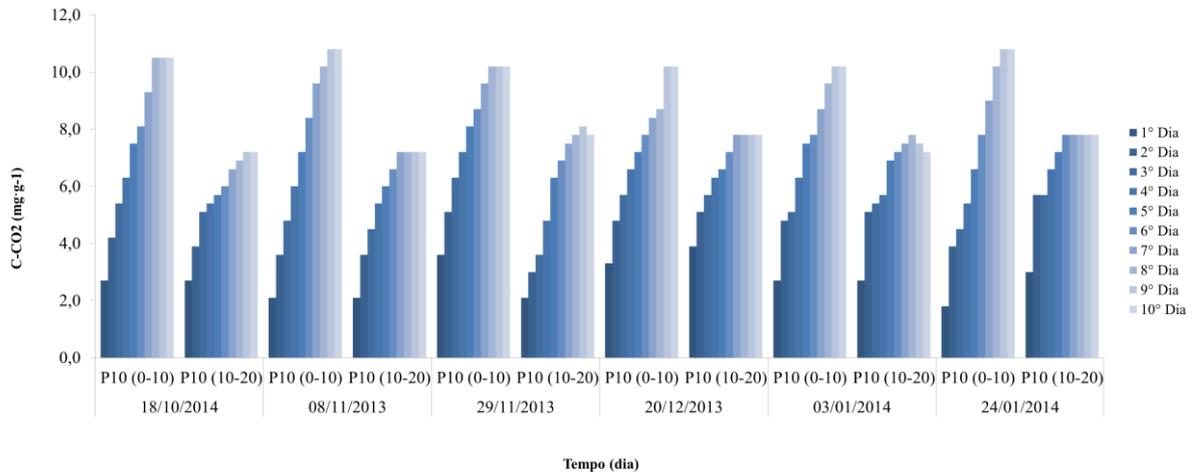
8. Evolução de C-CO₂ (mg·g⁻¹) no Ponto 8:



9. Evolução de C-CO₂ (mg·g⁻¹) no Ponto 9:



10. Evolução de C-CO₂ (mg·g⁻¹) no Ponto 10:



ANEXO I: RESOLUÇÃO CONAMA n° 357 DE 2005 DISPÕE SOBRE A CLASSIFICAÇÃO DOS CORPOS DE ÁGUA E DIRETRIZES AMBIENTAIS PARA O SEU ENQUADRAMENTO, BEM COMO ESTABELECE AS CONDIÇÕES E PADRÕES DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES, E DÁ OUTRAS PROVIDÊNCIAS.

Das Águas Doces

Art. 14. As águas doces de classe 1 observarão as seguintes condições e padrões:

I - condições de qualidade de água:

- a) não verificação de efeito tóxico crônico a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido.
- b) materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes;
- c) óleos e graxas: virtualmente ausentes;
- d) substâncias que comuniquem gosto ou odor: virtualmente ausentes;
- e) corantes provenientes de fontes antrópicas: virtualmente ausentes;
- f) resíduos sólidos objetáveis: virtualmente ausentes;
- g) coliformes termotolerantes: para o uso de recreação de contato primário deverão ser obedecidos os padrões de qualidade de balneabilidade, previstos na Resolução CONAMA n° 274, de 2000. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 200 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A *E. Coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente;
- h) DBO 5 dias a 20°C até 3 mg/L O₂;
- i) OD, em qualquer amostra, não inferior a 6 mg/L O₂;
- j) turbidez até 40 unidades nefelométrica de turbidez (UNT);
- l) cor verdadeira: nível de cor natural do corpo de água em mg Pt/L; e
- m) pH: 6,0 a 9,0.

Art 15. Aplicam-se às águas doces de classe 2 as condições e padrões da classe 1 previstos no artigo anterior, à exceção do seguinte:

I - não será permitida a presença de corantes provenientes de fontes antrópicas que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;

II - coliformes termotolerantes: para uso de recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA n° 274, de 2000. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente;

III - cor verdadeira: até 75 mg Pt/L;

IV - turbidez: até 100 UNT;

V - DBO 5 dias a 20°C até 5 mg/L O₂;

VI - OD, em qualquer amostra, não inferior a 5 mg/L O₂;

VII - clorofila *a*: até 30 µg/L;

VIII - densidade de cianobactérias: até 50000 cel/mL ou 5 mm³/L; e,

IX - fósforo total:

- a) até 0,030 mg/L, em ambientes lênticos; e,
- b) até 0,050 mg/L, em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico.

Art. 16. As águas doces de classe 3 observarão as seguintes condições e padrões:

I - condições de qualidade de água:

- a) não verificação de efeito tóxico agudo a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido;
- b) materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes;
- c) óleos e graxas: virtualmente ausentes;
- d) substâncias que comuniquem gosto ou odor: virtualmente ausentes;
- e) não será permitida a presença de corantes provenientes de fontes antrópicas que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;
- f) resíduos sólidos objetáveis: virtualmente ausentes;
- g) coliformes termotolerantes: para o uso de recreação de contato secundário não deverá ser excedido um limite de 2500 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. Para dessedentação de animais criados confinados não deverá ser excedido o limite de 1000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 4000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano, com periodicidade bimestral. A *E. Coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente;
- h) cianobactérias para dessedentação de animais: os valores de densidade de cianobactérias não deverão exceder 50.000 cel/ml, ou 5mm³/L;
- i) DBO 5 dias a 20°C até 10 mg/L O₂;
- j) OD, em qualquer amostra, não inferior a 4 mg/L O₂;
- l) turbidez até 100 UNT;
- m) cor verdadeira: até 75 mg Pt/L; e,
- n) pH: 6,0 a 9,0.

ANEXO II - MATERIAIS E MÉTODOS DE ANÁLISES DE AMOSTRAS DE SOLOS E ÁGUAS.

1. ENSAIO DE UMIDADE

O ensaio de umidade foi conduzido pelo método gravimétrico segundo os procedimentos estabelecidos pela NBR 6457/1986. Para determinação do teor de umidade das amostras foram utilizados os seguintes materiais: cápsulas de alumínio com tampa previamente numeradas e pesadas, balança e estufa.

Em campo, retirou-se uma alíquota de cada amostra composta e armazenou-se em cápsula de alumínio de peso conhecido que foram vedadas com auxílio de fita adesiva. No laboratório as cápsulas com amostras foram pesadas e levadas para secagem em estufa a 105 °C por 24h. Após a secagem as cápsulas foram retiradas da estufa e transferidas para um dessecador, onde permaneceram até esfriar para posteriormente serem novamente pesadas.

No cálculo do teor de umidade utilizou-se a Equação 1:

$$H\% = (Ma/Mb)100 \quad (1)$$

Em que:

- Ma: massa da água (MBU - MBS)
- Mb: massa do solo (MBS - Tara)
- MBU: massa bruta úmida (massa do solo úmido + tara)
- MBS: massa bruta seca (massa do solo seco + tara)
- Tara: peso da cápsula sem amostra

2. ENSAIO DE CAPACIDADE DE CAMPO

Para determinação da capacidade de campo realizou-se previamente um novo ensaio de umidade, segundo os requisitos propostos por Fracetto (2009), para as amostras de TFSA. Este parâmetro é utilizado na metodologia adotada na obtenção da respirometria basal do solo (item 4.4.7).

No ensaio da capacidade de campo foram utilizados: placas *petri*, *erlenmeyer* de 250 mL, funis de vidro, membrana filtrante, proveta de 50 mL, espátula, balança, estufa e água deionizada. O procedimento adotado consiste em:

- determinar o percentual de umidade (%H), conforme a Equação 1;
- pesar, com precisão de duas casas decimais, uma alíquota de 30 g da amostra de solo em placa *petri* previamente numerada e pesada;
- introduzir no funil a membrana filtrante e colocá-lo sobre o *erlenmayer*;
- transferir para o funil com membrana a amostra de solo pesada anteriormente;
- com auxílio de uma proveta, adicionar 50 mL de água deionizada na amostra de solo e deixá-la em repouso por aproximadamente 4 horas ou até que toda água tenha percolado;
- após o repouso, pesar 10 g do solo úmido contido no funil em placa *petri*;
- transferir a placa com as 10 g de solo úmido para estufa e deixar secar a 105 °C por 24 h;
- transferir a amostra após a secagem para um dessecador, esperar esfriar e pesar.

Os cálculos da capacidade de campo de cada amostra foram realizados utilizando a Equação 2:

$$C.C = (P1 - P2)/P2 \quad (2)$$

Em que:

C.C: capacidade de campo

P1: peso da amostra de solo úmida (g)

P2: peso da amostra de solo seca (g).

3. ENSAIO GRANULOMÉTRICO

O ensaio granulométrico foi conduzido segundo os procedimentos estabelecidos pela NBR 7181/1984, adotando-se os métodos de peneiramento e sedimentação. Este ensaio foi realizado para se obter a relação entre as dimensões das partículas do solo e as proporções relativas com que essas partículas ocorrem no mesmo.

Para esse ensaio foram utilizados os seguintes materiais: almofariz de porcelana, estufa, balança, dessecador, aparelho de dispersão com hélices substituíveis e copo munido de chicanas, proveta graduada de 1.000 cm³, béquer com capacidade de 250 cm³, densímetro de bulbo simétrico calibrado a 20°C com resolução de 0,001 e graduado de 0,995 a 1,050, termômetro graduado de 0 a 50 °C, relógio com indicação de segundos, agitador mecânico de peneiras e peneiras de 50, 38, 25, 19, 9,5, 4,8 e 2,0 mm, para peneiramento grosso, e de 1,2, 0,6, 0,42, 0,25, 0,15 e 0,075 mm, para peneiramento fino, conforme o estabelecido pela NBR 5734/1989.

Neste ensaio foram utilizadas 500 g de amostras de solos secas ao ar, destorroadas com auxílio de um almofariz.

O ensaio de granulometria por peneiramento foi realizado em duas etapas, uma de peneiramento grosso e outra de fino. O procedimento adotado consiste em:

- anotar a massa de solo de cada amostra;
- tamizar as amostras individualmente em peneira de 2,0 mm;
- lavar o material retido na peneira de 2,0 mm para eliminar o material fino aderente e em seguida levar para secar em estufa a 105 °C, até constância da massa;
- tamizar as amostras em peneiras de 50, 38, 25, 19, 9,5, 4,8 e 2,0 mm, com auxílio de um agitador mecânico e anotar as massas retidas em cada peneira, definindo a granulometria do material grosso;
- tamizar em peneira de 0,075 mm, cerca de 120 g do material que passou na peneira de 2,0 mm, considerando-o como massa do material úmido submetido ao peneiramento fino;
- secar o material retido na peneira de 0,075 mm em estufa a 105 °C até a constância da massa, em seguida tamizá-lo em peneiras de 1,2, 0,6, 0,42, 0,25, 0,15 e 0,075 mm, com auxílio de agitador mecânico e anotar as massas retidas em cada peneira.

As Equações 3, 4 e 5 foram utilizadas nas respectivas determinações da massa total da amostra seca, da porcentagem da amostra que passa nas peneiras de 50, 38, 19, 9,5, 4,8 e 2,0 mm e da porcentagem da amostra que passa nas peneiras de 1,2, 0,6, 0,42, 0,25, 0,15 e 0,075 mm.

$$M_s = (M_t - M_g) \cdot F_c + M_g \quad (3)$$

Em que:

M_s : massa total da amostra seca;

M_t : massa da amostra seca ao ar;

M_g : massa do material seco acumulado retido na peneira de 2,0 mm;

F_c : fator de correção da umidade dado por $F_c = 100 / (100 + h)$;

h : umidade higroscópica do material passado na peneira de 2,0 mm.

$$Q_g = 100 \cdot (M_s - M_i) / M_s \quad (4)$$

Em que:

Q_g : porcentagem de material que passa em cada peneira (50, 38, 19, 9,5, 4,8 e 2,0 mm);

Mi: massa do material retido acumulado em cada peneira.

$$Q_f = N \cdot (M_h \cdot F_c - M_i) / (M_h \cdot F_c) \quad (5)$$

Em que:

Qf: porcentagem de material que passa em cada peneira (1,2, 0,6, 0,42, 0,25, 0,15 e 0,075 mm);

Mh: massa do material úmido submetido ao peneiramento fino;

N: porcentagem de material que passa na peneira de 2,0 mm.

O ensaio granulométrico por sedimentação foi utilizado como um complemento ao ensaio de granulometria por peneiramento e constitui-se em:

- tomar 120 g do material que passa na peneira de 2,0 mm (Mh);
- transferir o material para um béquer de 250 cm³ e adicionar água deionizada até que fique submerso, deixando-o em repouso por 12h;
- verter a mistura em repouso para o copo de dispersão, adicionando água destilada até que o nível fique 5 cm abaixo da borda do copo, submetendo-o a ação do dispersor por 15 min;
- transferir a o material disperso para uma proveta e anotar a hora exata do início da sedimentação e em seguida mergulhar cuidadosamente o densímetro na solução e efetuar as leituras nos tempos de sedimentação (t) de 0,5, 1 e 2 min;
- retirar o densímetro cuidadosamente da solução e após 15 a 20 min e em seguida fazer leituras subsequentes de 4, 8, 15 e 30 min e de 1, 2, 3, 4, 8 e 24 h (no intervalo entre cada leitura o densímetro foi limpo e imerso em água destilada a mesma temperatura do meio dispersor).

Neste ensaio não foi feito o uso do defloculante hexametáfosfato.

As Equação 6, 7 e 8 foram utilizadas nas respectivas determinações da porcentagem do material em suspensão, do diâmetro das partículas de solo em suspensão e da correção das alturas de queda.

$$Q_s = N \left[\frac{\delta}{\delta - \delta_d} \right] \left\{ \frac{V \cdot \delta_c \cdot (L - L_d)}{[M_h / (100 + h)] \cdot 100} \right\} \quad (6)$$

Em que:

Qs: porcentagem de solo em suspensão obtida da leitura do densímetro;

N: porcentagem de material que passa na peneira de 2,0 mm;

δ : massa específica dos grãos de solo, em g/cm³;

δ_d : massa específica do meio dispersor, à temperatura de ensaio, em g/cm³;

V: volume da suspensão, em cm³;

δ_c : massa específica da água, à temperatura de calibração do densímetro (20°C), em g/cm³;

L: leitura do densímetro na suspensão;

L_d: leitura do densímetro no meio dispersor, na mesma temperatura da suspensão;

M_h: massa do material úmido submetido à sedimentação, em g;

h: umidade higroscópica do material que passa na peneira de 2,0mm.

$$d = \{[(1800 \cdot \mu)/(\delta - \delta_d)] \cdot (a/t)\}^{1/2} \quad (7)$$

Em que:

d: diâmetro máximo das partículas, em mm;

μ : viscosidade do meio dispersor, à temperatura do ensaio, em g·s/cm²;

a: altura de queda das partículas, correspondente à leitura do densímetro, em cm;

t: tempo de sedimentação em segundos.

$$a' = a - (V_a / 2A) \quad (8)$$

Em que:

a': altura de queda corrigida;

V_a: volume da parte imersa do densímetro;

A: área da seção interna da proveta.

4. pH DO SOLO EM ÁGUA

O ensaio de pH do solo em água foi conduzido segundo os procedimentos estabelecidos pela EMBRAPA (2009), utilizando eletrodo combinado, imerso em suspensão solo/água.

Na realização deste ensaio foram utilizados os seguintes materiais: *becker* plástico de 50 mL, bastão de vidro, balança, pHmetro de eletrodo combinado, soluções padrão de pH 4 e 7.

No procedimento analítico adicionou-se 10 g de TFSA em um *becker* plástico de 50 mL, previamente identificado, acrescentando 25 mL de água deionizada. Em seguida agitou-se a mistura com auxílio de bastão de vidro, deixando-a em repouso por uma hora (Figura 12).

Figura 1. Análise de pH do solo em água.



Fonte: Própria Autora.

Após o período de repouso, agitou-se novamente a amostra com auxílio do bastão de vidro e em efetuou-se a leitura do pH.

5. CARBONO ORGÂNICO TOTAL

Na determinação do teor de carbono orgânico total do solo adotou-se o método Walkley-Black desenvolvido por Yeomans e Bremner (1988) e modificado por Mendonça e Matos (2005).

O método Walkley-Black consiste na oxidação da matéria orgânica por via úmida, onde o carbono é oxidado por dicromato (Cr_2O_7^-) em meio ácido, assumindo que todo o C do solo esteja em um estado de oxidação zero (C^0).

Para que haja total oxidação do carbono pelo dicromato utiliza-se uma fonte externa de calor através de um bloco digestor. A titulação do dicromato é feita com uma solução de ferro reduzido ($\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6(\text{H}_2\text{O})$) em meio ácido.

Neste ensaio foram utilizados os seguintes equipamentos: balança de precisão, bloco digestor de 40 provas, tubos de digestão, *erlenmeyers* de 250 mL, provetas de 50 mL, pipetas volumétricas e água deionizada.

O procedimento foi realizado em duplicata para cada amostra coletada, adotando-se os seguintes passos:

- Pesar, no tubo de digestão, 0,5 g de solos das amostras dos pontos 1, 2, 3, 4, 5, 6, 9, 10 e 0,1 g das amostras dos pontos 7 e 8 (após as amostras não terem permitido leitura na primeira análise).
- adicionar aos tubos digestores, com auxílio de uma pipeta volumétrica, 5 mL da solução $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ de $0,167 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ e em seguida 7,5 mL de H_2SO_4 concentrado;
- fechar os tubos de digestão e esperar atingir a temperatura ambiente;

- aquecer o bloco digestor a temperatura de 170°C e inserir os tubos de digestão, permanecendo nessa temperatura por 30 minutos;
- retirar os tubos do bloco de digestão e esfriá-los à temperatura ambiente por 15 minutos;
- transferir o conteúdo de cada tubo para provetas de 50 mL e em seguida para *erlenmeyers* de 250 mL, utilizando água deionizada para auxiliar a remoção do material, sem ultrapassar o volume total de 80 mL;
- esfriar a solução transferida para os *erlenmeyers* até a temperatura ambiente, adicionar 3 gotas da solução indicadora de Ferrou, titular com solução de sulfato ferroso amoniacal de 0,2 mol·L⁻¹ até atingir o ponto de viragem ao observar a passagem da solução de cor verde para violeta-escuro;
- preparar pelo menos 6 brancos de controle (5,0 ml K₂Cr₂O₇ 0,167 mol·L⁻¹ + 7,5 ml de H₂SO₄ concentrado), sendo três levados à digestão e os demais mantidos à temperatura ambiente (os brancos de controle sem aquecimento são utilizados no cálculo do total de dicromato perdido no aquecimento na ausência da amostra).
- calcular o teor de carbono orgânico com base no volume da solução de Sal de Mohr gasto na titulação da amostra (V), do branco aquecido (V_{ba}) e do branco não aquecido (V_{bn}), utilizando as Equações 9 e 10.

$$A = [(V_{ba} - V_{am}) \cdot (V_{bn} - V_{ba}) / V_{bn}] + (V_{ba} - V_{am}) \quad (9)$$

$$CO \text{ (dag} \cdot \text{Kg}^{-1}) = [(A) \cdot (\text{molaridade do sulfato ferroso}) \cdot (3) \cdot (100)] / \text{massa da amostra} \quad (10)$$

Em que:

3: resultado da relação entre o número de mols de Cr₂O⁻⁷ que reagem com Fe²⁺ (1/6), multiplicado pelo número de mols de Cr₂O⁻⁷ que reagem com C⁰ (3/2), multiplicado pela massa atômica do C (12);

100: fator de conversão de unidade (mg·mg⁻¹ para dag·Kg⁻¹).

6. NITROGÊNIO TOTAL

Na determinação do teor de nitrogênio total do solo pelo método *Kjeldahl* adotou-se o método proposto por Bremner e Mulvaney (1982) e Tedesco et al. (1995) e modificado por Mendonça e Matos (2005).

Esse método baseia-se na conversão do N orgânico à NH_4^+ por meio de digestão sulfúrica, sendo dosado a partir da quantidade de NH_3 liberado por destilação em meio alcalino.

Neste ensaio foram utilizados os seguintes equipamentos: balança de precisão, bloco digestor de 40 provas, destilador a vapor semi-micro-*Kjeldahl* (Figura 13) e tubos de digestão.

Figura 2. Bloco digestor de 40 provas (A) e destilador a vapor semi-micro-*kjeldahl* (B).



Fonte: Própria Autora.

As análises amostra foram realizadas em duplicata, ocorrendo em duas etapas: digestão e destilação das amostras.

A digestão das amostras consistiu em:

- pesar 0,5 g de solo em tubo de ensaio de 250 mL para as amostras referentes aos pontos 1, 2, 3, 4, 5, 6, 9 e 10 e de 0,2 g, aos pontos 7 e 8;
- adicionar 1 mL de H_2O_2 30% as amostras, em uma capela e em seguida adicionar vagarosamente 2 mL de H_2SO_4 concentrado, deixando, em seguida, os tubos de ensaios esfriarem a temperatura ambiente por cerca de 15 minutos;
- adicionar as amostras, com auxílio de um funil de vidro, 0,7 g da mistura digestora, composta de 100 g de Na_2SO_4 e 10 g de $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$;
- colocar os tubos de ensaio contendo as amostras com a mistura digestora no bloco digestor à temperatura de 250 °C por 20 minutos e em seguida elevar a temperatura para 375 °C;
- manter as amostras no bloco digestor, após atingirem a cor amarelo-esverdeado claro, por mais 2 h a 375 °C;

- retirar os tubos do bloco digestor e esfriá-los à temperatura ambiente sob um suporte metálico dentro da capela.

A destilação das amostras que consistiu em:

- adicionar 10 mL de água deionizada às amostras digeridas, agitando levemente os tubos até que a solução se torne mais homogênea possível;
- adicionar aos tubos, lentamente, 10 mL de NaOH na concentração $10 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$, agitando-os manualmente para homogeneizar o conteúdo;
- conectar os tubos individual e gradualmente ao destilador *kjeldahl*, previamente limpo e aquecido;
- adicionar 5 mL de solução indicadora de ácido bórico em *erlenmeyers* de 125 mL devidamente marcados na altura correspondente a 25 mL;
- coletar amostra destilada no *erlenmeyer* até atingir o volume de 25 mL, iniciando imediatamente a titulação da amostra com HCL a $0,02 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$, observando cuidadosamente o ponto de viragem quando a solução muda de coloração verde para róseo.

O teor de nitrogênio nas amostras foi obtido a partir da Equação 11.

$$N \text{ (dag}\cdot\text{Kg}^{-1}) = [(V_{am}-V_{br})\cdot[H^+]\cdot(1,4)] / \text{massa do solo} \quad (11)$$

Em que:

V_{am} : volume de HCL gastos na titulação da amostra;

V_{br} : volume de HCL gasto na titulação do branco;

$[H^+]$: concentração real do ácido clorídrico;

1,4: peso equivalente do N (14) dividido por 10, utilizado na conversão de unidades de g kg^{-1} para dag kg^{-1} .

7. RESPIROMETRIA BASAL

No ensaio de respiração basal do solo adotou-se o método proposto por Curl e Rodriguez-Kabana (1972) e Stotzky (1965) e modificado por Mendonça e Matos (2005).

O método respirométrico de evolução de C-CO₂ tem por objetivo medir a quantidade de C respirado pelos microrganismos do solo em um determinado período de tempo. Essa medição é feita através da captura de C-CO₂, liberado pela amostra de solo, em solução de NaOH, sendo dosado por titulação com HCL.

Neste ensaio foram utilizados os seguintes equipamentos: balança, recipientes de 500 cm³ e de 50 mL.

O procedimento analítico foi realizado pelo método estático e em triplicata, adotando-se os seguintes passos:

- pesar 50 g de TFSA nos recipientes plásticos de 500 cm³, previamente limpos para evitar contaminação das amostras;
- ajustar a umidade do solo para 70% da capacidade de campo (este ajuste é necessário para proporcionar as condições ideais para o desenvolvimento dos microrganismos);
- adicionar em cada recipiente de 500 cm³ contendo solo, os recipientes de 20 mL da solução de NaOH a 0,5 mol·L⁻¹ e de água, que é utilizado na manutenção da umidade (Figura 3 A);
- fechar os recipientes de 500 cm³ que contém o conjunto solo + solução de NaOH a 0,5 mol·L⁻¹ + água, incubando as amostras por 48 h antes do início das análises (Figura 3 B);
- preparar três recipientes de controle, contendo apenas os recipientes com 20 mL da solução de NaOH a 0,5 mol·L⁻¹ e de água.

Figura 3. Recipiente de 500 cm³ contendo o conjunto solo + solução de NaOH a 0,5 mol·L⁻¹ + água (A) e recipientes fechados para incubação (B).



Fonte: Própria Autora.

- abrir os recipientes de 500 cm³ após 48 h de incubação, retirando os recipientes de 20 mL que contém a solução de NaOH a 0,5 mol·L⁻¹, deixando-os abertos por 15 minutos para propiciar troca de ar, introduzindo em seguida outro frasco contendo nova solução de NaOH a 0,5 mol·L⁻¹ e fechando-os para nova incubação, agora de 24 h;
- pipetar 10 mL da solução de NaOH a 0,5 mol·L⁻¹ contida nos recipientes de 20 mL, em *erlenmeyer* de 125 mL, adicionando 10 mL de solução de BaCl₂ a 0,05 mol·L⁻¹ e 3 gotas de fenolftaleína a 1%, iniciando em seguida a titulação com solução de HCL a 0,25 mol·L⁻¹ até atingir o ponto de viragem, passando da cor violeta para incolor;

- repetir este procedimento durante um período de 10 dias, com leitura da evolução do carbono nos recipientes a cada 24 h.

O cálculo da evolução do C-CO₂ produzido foi realizado a partir da Equação 12.

$$C-CO_2 \text{ (mg)} = (B-V) \cdot M \cdot 6 \cdot (v_1/v_2) \quad (12)$$

Em que:

B: volume do HCL titulado no branco (mL);

V: volume de HCL titulado na amostra (mL);

6 : peso equivalente do carbono (12) dividido por 2, para equilibrar quimicamente a Equação 12;

v₁: volume total de NaOH a 0,5 molL⁻¹ usado na captura do CO₂ (mL);

v₂: volume de HCL a 0,25 molL⁻¹ usado na titulação (mL).

A quantidade total de C-CO₂ produzida em cada amostra é dada pelo somatório dos valores obtidos cada medida.

8. DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO

A análise da Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi realizada pelo método de refluxação fechada proposto por Silva e Oliveira (2011). Esta análise foi realizada para avaliar a quantidade de Oxigênio Dissolvido (OD) consumido em meio ácido para a degradação da matéria orgânica.

Nesta análise foram utilizados os seguintes equipamentos: tubos de digestão, bloco digestor de 25 provas, misturador vibratório, pipetas, béquer de 50 mL e bureta de 50 mL.

O procedimento analítico foi realizado em duplicata, seguindo a sequência:

- padronizar a solução padrão de sulfato ferroso amoniacal 0,025 N, anotando o volume gasto de solução ferrosa na titulação da amostra padrão (VP);
- pipetar 1, 5 mL da solução digestora nos tubos de digestão e em seguida adicionar 2,5 mL da amostra e 3,5 mL da solução catalisadora;
- tampar os tubos de digestão e agitá-los para homogeneização da solução;
- aquecer previamente o bloco digestor a 150 °C e adaptar os tubos ao mesmo por 2 h, removendo-os após esse período para esfriarem à temperatura ambiente;

- transferir o conteúdo do tubo de digestão para um *erlenmeyer* de 100 mL, lavando-o com água destilada, usando o suficiente para produzir um volume final de 25 mL e adicionar duas gotas de solução indicadora de ferroína;
- titular com a solução de sulfato ferroso amoniacal até que a solução de cor azul mude para castanho avermelhado, anotando o volume de solução ferrosa gasta na titulação (VPA);
- titular o branco de controle digerido, que foi preparado com 2,5 mL de água destilada no lugar da amostra, anotando o volume de solução ferrosa gasta (VPB);

O cálculo da Demanda Química de Oxigênio foi realizado utilizando-se a Equação 13.

$$\text{DQO (mg O}_2\text{/l)} = [(\text{VPB}-\text{VPA})\cdot 1000]/\text{VP} \quad (13)$$

Em que:

VPA: volume de solução ferrosa gasta na titulação da prova que contém a amostra (mL);

VPB: volume de solução ferrosa gasta na titulação da prova em branco (mL);

VP: volume de solução ferrosa gasta na titulação da prova padrão (mL).

9. DEMANDA BIOLÓGICA DE OXIGÊNIO

A análise da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) foi realizada através do respirômetro BOD Trak TM II da HACH, que remove o dióxido de carbono de forma contínua do sistema gerando uma diferença de pressão, que é proporcional à quantidade de oxigênio utilizado.

O ensaio seguiu os procedimentos estabelecidos no manual do usuário da HACH (2008). Esta análise foi realizada para se conhecer a quantidade de oxigênio demandada pelos microrganismos aeróbios no processo de oxidação da matéria orgânica biodegradável.

Nesta análise foram utilizados os seguintes equipamentos: respirômetro BOD Trak II da HACH, espátula, incubadora de DBO, copo de vedação, barra de agitação, recipiente BOD Trak II e proveta.

O procedimento analítico foi realizado, seguindo a sequência:

- manter a amostra entre 19 e 21 °C e em seguida homogeneizá-la em um misturador;
- selecionar uma alíquota da amostra, de acordo com as orientações descritas no manual, medindo com o auxílio de uma proveta;
- adicionar à proveta que contém a amostra, dois sachês de *buffer* nutriente;
- transferir o conteúdo da proveta para o recipiente BOD Trak TM II, colocando em seguida uma barra de agitação;

- inserir o recipiente na base BOD Trak TM II, conectando o tubo aplicável ao recipiente de amostra e introduzindo na incubadora, ligando-a em seguida;
- programar o equipamento para a realização do teste de DBO, que acontecerá em um período de cinco dias, tempo padrão de realização do teste.

As leituras de DBO exercida são fornecidas pelo próprio equipamento, não havendo cálculos a serem realizados.