



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

ISABEL CRISTINA DA SILVA ARAÚJO

**PERDA DE SOLO E APORTE DE NUTRIENTES E METAIS EM RESERVATÓRIO
DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

FORTALEZA

2017

ISABEL CRISTINA DA SILVA ARAÚJO

PERDA DE SOLO E APORTE DE NUTRIENTES E METAIS EM RESERVATÓRIO DO
SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em
Ciência do Solo do Departamento de Ciências
do Solo da Universidade Federal do Ceará,
como parte dos requisitos para obtenção do
título de Doutor em Ciência do Solo. Área de
concentração: Manejo do Solo e Água.

Orientadora: Prof^a. Dra. Mirian Cristina
Gomes Costa.

Coorientações: Prof. Dr. Luiz Drude de
Lacerda e Dr. Francisco de Assis Tavares
Ferreira da Silva

FORTALEZA

2017

ISABEL CRISTINA DA SILVA ARAÚJO

PERDA DE SOLO E APORTE DE NUTRIENTES E METAIS EM RESERVATÓRIO DO
SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Tese apresentada ao Doutorado em Ciência do Solo do Departamento de Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo. Área de concentração: Manejo do Solo e Água.

Aprovada em 30/03/2017.

BANCA EXAMINADORA

Prof^ª. Dr^ª. Mirian Cristina Gomes Costa (Orientador)

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda (Coorientador)

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Francisco de Assis Tavares Ferreira da Silva (Coorientador)

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)

Prof^ª. Dr^ª. Eunice de Maia Andrade

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Tiago Osório Ferreira

Universidade de São Paulo (USP)

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

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

- A689p Araújo, Isabel Cristina da Silva.
Perda de solo e aporte de nutrientes e metais em reservatório do semiárido brasileiro / Isabel Cristina da Silva Araújo. – 2017.
153 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Fortaleza, 2017.
Orientação: Profa. Dra. Mirian Cristina Gomes Costa.
1. Sensoriamento Remoto. 2. Escoamento Superficial. 3. Qualidade da Água. 4. Erosão. I. Título.
CDD 631.4
-

Aos meus pais, Socorro Araújo e Wilson Araújo.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente quero agradecer a Deus por todas as conquistas em minha vida.

A minha família que esteve comigo em todos momentos e foi a força motriz para eu continuar e abdicar de muitos momentos por um objetivo maior.

A Universidade Federal do Ceará e ao Departamento de Ciências do Solo, dos quais fui aluna no mestrado e no doutorado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro na compra da imagem de satélite WordView-2 (PROC. 573601/2008-9).

Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE-Eusébio), pela disponibilização dos softwares e infraestrutura.

Ao projeto Áreas Estratégicas 2012-2013 pela bolsa de doutoramento nos três primeiros anos do curso.

A Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico-Funcap Edital Funcap/Cagece (PPS-0088-00060.01.00/13) pelo apoio financeiro nas etapas de campo.

A professora Dr^a. Mirian Cristina Gomes Costa pela orientação, paciência, cobrança e por ter apostado no meu trabalho, ensinamentos que vou levar para toda minha vida.

Ao professor Dr. Luiz Drude de Lacerda pela excelente coorientação e apoio em todas etapas do meu trabalho.

Ao professor Dr. Francisco de Assis Tavares Ferreira da Silva pela paciência, atenção e conversas tão enriquecedoras. A parte inicial desta tese se deve aos seus ensinamentos como coorientador que contribuíram na redução de minha idiossincrasia.

Ao agricultor Haioram pela disponibilidade da área de estudo e todo suporte dado no decorrer desse estudo.

A Secretaria de Desenvolvimento Agrário do Ceará (SDA) por facilitar a entrada no perímetro irrigado Curupati.

Aos professores participantes da Banca examinadora pelo tempo dedicado, colaborações e sugestões.

Ao professor Tiago Osório que é para mim exemplo de profissional, pela forma que se dedica ao trabalho e pela amizade que sempre demonstrou para minha pessoa.

A professora Dr^a. Rozane Valente Marins pela oportunidade de ser inserida no Laboratório de Biogeoquímica Costeira (LBC) por meio da concessão de bolsa DTI no projeto “Uso de imagens de satélite como subsídio de monitoramento para gestão de reservatórios no nordeste brasileiro. O caso do reservatório Castanhão (CE)”. Proc. 561282/2010-2”.

A amiga Janaína Andrade pelo exemplo de mulher e profissional, que durante esse tempo de doutorado incentivou-me a continuar firme e forte. Por minhas companheiras de laboratório, Karla Nayara, Izadora Avelino, Bruna Aires e Samara Teles que tanto colaboraram diretamente na realização das análises e coletas de campo.

Aos amigos do Laboratório de Biogeoquímica Costeira (LBC)-Labomar que me receberam de forma tão acolhedora. Agradeço pelos grandes momentos de alegria, apoio e aprendizado repassado. A vocês, Janaína, Regina, Edvar, Junior, Franzé, Breno, Moisés, Isabelle, Tiago, Talita, Mary, Ingra, Vitinho, Pedro, Karen, Léo, Ricarda, Jéssyca, Richelle, Raísa e Bruno devo toda a interdisciplinaridade no meu trabalho de tese.

Ao motorista Sr. Geraldo por todo auxílio dado em campo na instalação do experimento e toda amizade a mim dedicada. Ao amigo Márcio (motorista) por todas conversas nas idas ao Labomar.

As amigas irmãs de morada, Edineide, Karisia, Dany e Isabelly, elas sim viram de perto todas angústias vividas nesse caminhar. Quero agradecer a todas palavras de apoio “Vai dar certo” e por terem sido meu ombro quando precisei desabafar e por tantos momentos suportados de meu estresse e ansiedade.

A amiga Mayara que com suas loucuras tornava meu dia menos estressante, obrigada por ser tudo que você representa para mim.

Ao Natan, meu namorado e amigo, que durante essa etapa tão desafiadora esteve ao meu lado, muito obrigada por toda torcida. A Valéria (Lela) que é minha irmã de alma, sempre com palavras de força e motivação em todos os momentos.

Aos professores pelos ensinamentos repassados em aula, e principalmente aos que tornaram possível a realização desse trabalho, pela disponibilidade dos laboratórios. Aos funcionários do Departamento de Ciências do Solo, Antônio José, Amilson, Tavares, Edilson e

Marilene. Aos amigos, Daniel, Dimitri e Priscilla pela amizade dedicada e aos colegas do Departamento de Ciência do Solo.

E a todos que colaboraram de forma direta ou indireta com este trabalho, o meu muito obrigada.

RESUMO

As formas de uso e manejo dos solos têm sido associadas à ocorrência de erosão que é uma das principais formas de degradação do solo. Em regiões semiáridas a erosão é relevante devido à combinação de fatores como má distribuição de chuvas, solos rasos e vegetação decídua, que favorecem os processos erosivos, principalmente quando associados ao uso inadequado do solo. Além disso, com a erosão, são gerados sedimentos para os reservatórios hídricos, causando a eutrofização de suas águas. Nesse contexto, reservatórios hídricos no semiárido merecem atenção, devido sua importância para o abastecimento de água hídrico pelo homem e para atividades agropecuárias. O objetivo proposto foi de avaliar a perda de solo, em diferentes usos e ocupação, bem como a contribuição do solo erodido no aporte de cargas (nutrientes e metais) e em alterações na qualidade das águas do reservatório Castanhão (Jaguaribara-CE). Para tanto, foram identificados e mapeados os usos e ocupação dos solos no entorno do reservatório. Posteriormente, foram selecionados pontos de entrada de cargas com base nesses usos e instaladas parcelas de erosão nas vertentes das áreas dos principais usos. Realizou-se amostragens de material erodido a cada evento chuvoso (24h) nas parcelas de erosão sendo quantificados os teores de metais (Al, Fe, Zn e Cu), N e P. Foram estimadas as perdas de solo por meio da Equação Universal de Perda de Solos (EUPS) e também retiradas sazonalmente amostras de sedimentos, água e coletados dados de hidroquímica *in situ*, em sete pontos (P1, P2, P3, P4, P5, P6 e P7) dentro do reservatório, visando a avaliação de seu estado trófico e relação com os metais identificados nos solos e nos sedimentos erodidos das parcelas. O processamento e integralização dos dados de água e sedimentos foram realizados por meio de técnicas de análise multivariada (ACP e Análise de Agrupamento Hierárquico (AAH)), estatística descritiva e correlação de Pearson e Spearman (r). No mapeamento dos usos foi constatado que o algoritmo Decision Tree (DT), aplicado no sensor de melhor resolução espacial (WordView-2), resultou em melhor acuidade quando consideradas as áreas irrigadas, classe essa que foi superestimada pelo MaxVer (Máxima Verossimilhança). Verificou-se perda de solo apenas na área irrigada com valor de 2.032 kg ha⁻¹ de solo para todo o período avaliado. A estimativa de perda de solo por meio da EUPS resultou em valores de 17,46; 29,1 e 1.662,8 kg ha⁻¹ de solo para as áreas de mata nativa, área degradada e irrigada, respectivamente. Os valores calculados das cargas medidas na área irrigada foram de

398 kg km⁻² ano⁻¹ de N, 621 g km⁻² ano⁻¹ Cu e 5.462 g km⁻² ano⁻¹ Zn, sugerindo que esta área tem alto potencial em aportar cargas para o reservatório, sobretudo, devido às características do solo, que possui camada de impedimento que favorece a rápida saturação da camada superficial. Associado a isso, os solos da área irrigada possuem menores teores de carbono orgânico total e elevado teor do metal Zn sendo, portanto, necessárias medidas preventivas e práticas conservacionistas nas áreas agrícolas avaliadas. Quanto à qualidade da água e do sedimento verificou-se que deve ser dada atenção para as áreas com maiores pressões antrópicas, principalmente a área irrigada. Para os metais Cu e Zn seus fatores de enriquecimentos foram bem pronunciados nos sedimentos de fundo do reservatório no decorrer do tempo. Os perfis de sedimentação corroboram a entrada significativa de nutrientes e principalmente do metal Zn, com taxa de sedimentação média oscilando entre 1,2 a 2,5 cm ano⁻¹. Portanto, a agricultura desenvolvida no perímetro irrigado Curupati já representa impactos negativos para a qualidade de água do reservatório.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto. Escoamento superficial. Qualidade da água. Erosão.

ABSTRACT

The forms of soil use and management have been associated with the occurrence of erosion which is one of the major forms of soil degradation. In semi-arid regions, erosion is relevant due to a combination of factors such as uneven distribution of rainfall, shallow soils and deciduous vegetation, which favor the erosion processes, especially when associated with the misuse of the soil. In addition to this, with erosion, sediments are transported into reservoirs, causing the eutrophication of their waters. In such context, water reservoirs in the semi-arid deserve special attention due to their importance to water supply for human consumption and for agricultural activities. The objective of the proposed research is to assess the loss of soil for different uses as well as the contribution of eroded soil to the input of loads (nutrients and metals) and to changes in water quality of the Castanhão reservoir (Jaguaribara-CE). To accomplish that, the use and occupation of land surrounding the reservoir were identified and mapped. Subsequently, entry points of loads were selected based on these uses; and erosion plots were installed in those areas. Sampling of the eroded material was conducted at every rainfall event (24h) at the erosion plots, being quantified the level of metals (N, P, Fe, Al, Zn and Cu) in the sediments and water. Soil losses were estimated by means of the Universal Soil Loss Equation (USLE); sediment and water samplings were seasonally captured; and hydrochemical data were collected *in situ* at seven points (P1, P2, P3, P4, P5, P6 and P7) within the reservoir, aiming at the evaluation of its eutrophication level and its relationship with the identified metals in soils and sediments in the erosion plots. The water and sediment data processing and integration were carried out through multivariate analysis techniques (PCA and Clustering), descriptive statistics and Pearson and Spearman correlations. In the mapping of the uses it has been verified that the Decision Tree algorithm (DT), applied to the sensor with the best spatial resolution (WorldView-2), resulted in better accuracy when considering the irrigated areas, ones which were overrated by the ML (Maximum Likelihood). It was found soil losses only in the irrigated area, with a value of 2032 kg ha⁻¹ of soil for the whole evaluation period. The estimation of soil losses through USLE resulted in values of 17.46, 29.1 and 1662.8 kg ha⁻¹ for the areas of native forest, degraded area and irrigated area, respectively. The calculated values for measured loads in the irrigated area were 398 kg km⁻² year⁻¹ (N), 621 kg km⁻² year⁻¹ (Cu) and 5.462 kg km⁻² year⁻¹ (Zn), which suggests that such

area has a high potential in the load transportation into the reservoir due to, above all, the characteristics of the soil that has an impedance layer which favors fast saturation of the surface layer. Associated with this, the irrigated area soils have lower levels of total organic carbon and high levels of Zn, revealing, thereby, the need for preventive measures and conservation practices in the evaluated agricultural areas. As for water and sediment quality, it was verified that attention should be given to the areas with greatest anthropogenic pressures, especially the irrigated area. For Cu and Zn, their enrichment factors are well pronounced in the sediments on the bottom of the reservoir over time. The sedimentation profiles support the significant input of nutrients and especially of Zn, with mean sedimentation rate ranging from 1.2 to 2.5 cm year⁻¹. Therefore, the agriculture activity developed in the irrigated perimeter of Curupati already represents a negative influence to the water quality.

Keywords: Remote Sensing. Surface Runoff. Water Quality. Erosion.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	16
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	18
2.1	A EROÇÃO E A DEGRADAÇÃO DO SOLO NO SEMIÁRIDO.....	18
2.2	MENSURAÇÃO E ESCALAS ESPACIAIS DAS PARCELAS DE EROÇÃO.....	20
2.3	ESTIMATIVAS DE PERDA DE SOLO.....	22
2.4	O USO DO SOLO E A QUALIDADE DA ÁGUA DOS RESERVATÓRIOS HÍDRICO.....	23
2.5	SENSORIAMENTO REMOTO EM ESTUDOS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO.....	28
2.6	TAXA DE SEDIMENTAÇÃO EM RESERVATÓRIOS.....	31
2.7	METAIS TRAÇO EM AMBIENTES AQUÁTICOS E NOS SEDIMENTOS	32
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	36
3.1	ÁREA DE ESTUDO.....	36
3.2	IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DAS PRINCIPAIS ATIVIDADES NO ENTORNO DO RESERVATÓRIO.....	39
3.2.1	Levantamento censitário e questionários.....	41
3.2.2	Caracterização dos solos das áreas com diferentes usos selecionadas para o estudo.....	42
3.3	MENSURAÇÃO DE EROÇÃO E ESTIMATIVA DAS PERDAS DE SOLO	43
3.3.1	Parcelas de erosão.....	43
3.3.2	Análise de sólidos totais (ST).....	45
3.3.3	Análise química dos sedimentos erodidos das parcelas de erosão.....	45
3.3.4	Estimativa da perda de solo pela EUPS (Equação Universal de Perda de Solo).....	46
3.4	DETERMINAÇÃO DAS CARGAS DE NUTRIENTES (N E P) E METAIS (Cu, Zn, Al E Fe) PRESENTE NO RESERVATÓRIO.....	49
3.4.1	Pontos de coleta.....	49
3.4.2	Coleta e análises químicas do sedimento.....	51

3.4.3	Análises químicas da água do reservatório.....	54
3.4.4	Aquisições dos parâmetros físico-químicos da água.....	56
3.5	TAXA DE SEDIMENTAÇÃO.....	56
3.6	ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	59
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	60
4.1	IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DAS PRINCIPAIS ATIVIDADES NO ENTORNO DO RESERVATÓRIO.....	60
4.1.1	Avaliação espacial e espectral do uso e ocupação do solo no entorno do reservatório Castanhão.....	60
4.1.2	Decision Tree (DT).....	67
4.1.3	Diagnóstico do uso da terra a partir de levantamento censitário e questionário com agricultores.....	70
4.2	CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS DAS ÁREAS NOS DIFERENTES USOS SELECIONADOS PARA O ESTUDO.....	75
4.2.1	Classificação do Solos.....	75
4.2.2	Caracterização química dos solos das áreas avaliadas.....	78
4.3	MENSURAÇÃO DE PERDA DE SOLO E ESTIMATIVA PELA EUPS (EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO).....	80
4.3.1	Análise químicas nos sedimentos erodidos na área irrigada.....	86
4.4	QUALIDADE DA ÁGUA NO RESERVATÓRIO CASTANHÃO.....	91
4.4.1	Análises físico químicas da água no reservatório.....	91
4.4.2	Análise espacial das variáveis limnológicas ao longo do reservatório.....	96
4.4.3	Estado trófico.....	99
4.5	AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS SEDIMENTOS DE FUNDO DO RESERVATÓRIO.....	101
4.5.1	Matéria orgânica e Substâncias Húmicas nos sedimentos de fundo.....	101
4.5.2	Nitrogênio total no sedimento e partição geoquímica do fósforo nos sedimentos de fundo.....	104
4.5.3	Granulometria dos sedimentos de fundo.....	109
4.5.41	Metais traço nos sedimentos de fundo.....	110
4.5.5	Elementos maiores.....	112

4.5.6	Avaliação estatística das variáveis dos sedimentos ao longo do reservatório Castanhão.....	113
4.5.7	Fator de enriquecimento (FE).....	120
4.6	TAXA DE SEDIMENTAÇÃO NO RESERVATÓRIO CASTANHÃO.....	126
5	CONCLUSÕES.....	131
	REFERÊNCIAS.....	133
	APÊNDICE A- CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS.....	154

1 INTRODUÇÃO

Regiões semiáridas apresentam características de solo e clima que trazem dificuldades ao uso da terra para atividades agropecuárias, além de riscos de ordem socioeconômica e ambiental. Considerando a escassez de chuvas nessas regiões, a construção de açudes é essencial para garantir o abastecimento hídrico das populações e a manutenção das atividades econômicas. Entretanto, a funcionalidade desses reservatórios depende do uso e ocupação dos solos em seu entorno. A ausência de práticas conservacionistas nesses solos pode levar ao transporte de materiais que, ao serem depositados nos reservatórios, podem comprometer a qualidade da água e sua capacidade de armazenamento.

A manutenção da qualidade da água e da capacidade de armazenamento dos reservatórios exige ações de diferentes naturezas, tais como saneamento básico, educação ambiental, elaboração e cumprimento de leis ambientais e, no contexto agropecuário, a adoção de práticas de manejo visando a conservação dos solos e da água. Para que práticas conservacionistas de manejo sejam implementadas de maneira eficiente, é preciso conhecer as particularidades dos solos e os tipos de uso com potencial de comprometer a qualidade dos reservatórios hídricos.

Diversos fatores influenciam na entrega de sedimentos em uma bacia hidrográfica, tais como relevo, tipo de solo, clima, uso e cobertura vegetal, entre outros. Em virtude do uso dos solos exercer influência marcante no aporte de sedimentos, a determinação da carga de poluentes e nutrientes que chegam a um sistema por meio dos sedimentos e a identificação de afluentes que contribuem com as maiores entradas de cargas constituem ferramenta para definir estratégias de manutenção e conservação da qualidade da água. Além dos usos e seu potencial de aporte de cargas, outro fator que deve ser conhecido é a taxa de sedimentação. A avaliação desse parâmetro visa verificar a média de aporte de sedimentos por unidade de tempo e área, relacionando-se com as atividades desenvolvidas na bacia, principalmente em reservatórios com pouco tempo de inundação, ou seja, barramento. O estudo da taxa de sedimentação pode fornecer informações a respeito de mudanças sazonais e auxiliar na reconstrução de condições de deposição de sedimentos ocorridas no reservatório, pois esses sedimentos são provenientes da produção primária local e/ou de material terrestre proveniente do seu entorno, especificamente associados ao uso e ocupação do solo.

Os usos do solo com potencial de aportar elementos químicos para o reservatório, a princípio, devem ser identificados na área a ser estudada. Atualmente, o uso das imagens de satélite constitui uma das formas de identificação rápida, principalmente, para grandes áreas. O sensoriamento remoto tornou-se ferramenta importante no monitoramento e classificação do uso e ocupação das terras. Além disso, as imagens adquiridas pela técnica passaram a representar uma das únicas formas mais viáveis para realizar monitoramentos ambientais, tanto em escalas locais como em escalas globais já que são produzidas com rapidez, eficiência e periodicidade.

Não há na literatura estudos em que o uso do solo foi avaliado quanto às perdas de solo e aporte de cargas para o Castanhão, que é o maior reservatório do estado do Ceará, apresentando importância no controle das secas e das cheias que atingem o Vale do Jaguaribe. A obtenção de informações sobre o comprometimento da qualidade da água do Castanhão em função das formas de uso do solo é relevante não só para o Ceará, mas também para outros Estados situados no semiárido.

Este estudo foi elaborado partindo das seguintes hipóteses: i) Atividades irrigadas constituem a principal fonte de contaminação para o reservatório devido à maior perda de solo por erosão hídrica e pelo fato dos sedimentos transportados apresentarem maiores teores de elementos químicos (N, P, Al, Fe, Cu e Zn); ii) Existe relação entre teores de elementos químicos nos sedimentos transportados por erosão e os teores encontrados na água do reservatório hídrico. Partindo dessas hipóteses, o objetivo geral proposto neste estudo foi avaliar a perda de solo dos usos Agricultura Irrigada (AI), Área degradada (AD) e Mata Nativa (MN), além da contribuição no aporte das cargas de N, P, Cu, Fe, Al e Zn no entorno do reservatório Castanhão (Jaguaribara-CE), identificando possíveis alterações na qualidade das suas águas e sedimentos. Os objetivos específicos da presente tese são: Identificar por meio de imagens de satélites e levantamentos censitários as principais atividades agropecuárias no entorno do reservatório; Quantificar a perda de solos e os teores de N, P, Fe, Al, Cu e Zn no material erodido; Avaliar a qualidade dos sedimentos e da água em pontos alocados no reservatório Castanhão, do ponto de vista sazonal e espacial, afim de relacionar com os usos já mencionados e avaliar a taxa de sedimentação ocorrida no reservatório e correlacionar com os aportes ocorridos.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A EROSÃO E A DEGRADAÇÃO DO SOLO NO SEMIÁRIDO

As regiões áridas e semiáridas ocupam aproximadamente 40% da superfície terrestre e apresentam população superior a dois bilhões de pessoas. Elevadas temperaturas, baixos índices pluviométricos (GUERRERO *et al.*, 2012) e solos pouco intemperizados são as principais características edafoclimáticas, resultando em pequena produção de fitomassa (MAIA *et al.*, 2006). São áreas susceptíveis à desertificação, degradação do solo e à seca; além disso, ecossistemas e agricultura são vulneráveis às mudanças climáticas. Como resultado de todos esses fatores, as regiões semiáridas configuram-se em ambiente frágil, tanto do ponto de vista ambiental quanto socioeconômico (SÁNCHEZ, 2001).

O risco de degradação ambiental no semiárido brasileiro está associado à erosão, de modo que esse fenômeno é a forma mais prejudicial de degradação do solo. Além de reduzir a capacidade produtiva para as culturas, a erosão pode causar danos ambientais (ZHANG *et al.*, 2017; SANTOS *et al.*, 2011; GRAVES *et al.*, 2012; BRAZIER *et al.* 2012) como assoreamento e poluição das fontes de água (COGO *et al.*, 2003).

A combinação dos fatores edafoclimáticos (SANTOS *et al.*, 2016) com o uso da terra sem adoção de práticas conservacionistas contribui para a perda de solo, principalmente por meio da erosão hídrica. A erosão hídrica do solo, por ser o meio mais importante de transporte dos nutrientes para os mananciais de água, é o principal agente de poluição difusa (BERTOL *et al.*, 2007).

Carvalho (2008) define erosão como fenômeno do desgaste das rochas e solos, com desagregação, deslocamento ou arraste das partículas e sua deposição no processo de sedimentação, por ação da água ou do vento. A erosão hídrica é um tipo de degradação dos solos presente nos núcleos de desertificação do semiárido brasileiro. O avanço da agricultura e o conseqüente aumento da utilização do solo sem o manejo adequado dos recursos naturais, representado pela remoção da cobertura vegetal e subsequente exposição do solo, ocasionam alterações no meio natural aumentando a erodibilidade. Isso traz conseqüências negativas

devido à influência da erosão sobre o regime sedimentológico de uma bacia hidrográfica (MUNODAWAFA, 2007).

Os principais fatores que influenciam o aporte de sedimentos numa dada bacia são relevo, tipos de solo (SANTOS *et al.*, 2016), clima, uso e ocupação. A cobertura do solo é um fator decisivo nos processos erosivos (SILVA, 2004), bem como parâmetros específicos tais como umidade inicial do solo, compactação por maquinaria pesada (ROBICHAUD; WAGENBRENNER; BROWN, 2010; WAGENBRENNER; ROBICHAUD; ELLIOT, 2010) e efeito hidrofóbico (DOERR *et al.*, 2009). A cobertura vegetal atenua os impactos das gotas de chuva, diminui a velocidade do escoamento superficial e minimiza as perdas de água e solo.

Formas de uso da terra que resultem em manutenção da cobertura no solo ou que favoreçam a produção de fitomassa contribuem para reduzir a erosão. Porém, a agropecuária convencional de sequeiro no semiárido não favorece a manutenção da cobertura vegetal sobre o solo, pois envolve ações de desmatamento, uso do fogo, estabelecimento de culturas de interesse alimentar com baixo uso de insumos (fertilizantes, defensivos), seguido pelo superpastejo. Essas ações reduzem a produção de fitomassa e intensificam o processo erosivo, aumentando a produção de sedimentos que terão como destino final os cursos hídricos (PANTALENA, 2012).

Para a agricultura irrigada o panorama é diferenciado, pois o uso da terra quando envolve cultivo de espécies perenes que representam uso menos intensivo do solo em comparação com as lavouras (RAMALHO-FILHO; BECK, 1995), indicando menores riscos de perdas de solos tecnificados, todavia esse tipo de agricultura indica maior utilização de insumos (fertilizantes e defensivos) que, se aplicados de maneira incorreta representam maiores riscos de contaminação para os reservatórios hídricos.

Apesar do uso dos solos exercerem influência marcante no aporte de sedimentos, a determinação da carga de poluentes que chega a um sistema aquático por meio desses sedimentos e a identificação de afluentes e vetores (CAJUÍ, 2015; AVELINO, 2015) que contribuem com as maiores entradas de cargas (LACERDA *et al.*, 2006; LACERDA *et al.*, 2008; PAULA FILHO *et al.*, 2010; PAULA FILHO *et al.*, 2015; SENDACZ *et al.*, 2005) são ferramentas importantes para a definição de estratégias de recuperação, conservação e alternativas de manejo às formas de uso da terra que são mais vulneráveis ao processo da erosão.

2.2 MENSURAÇÃO E ESCALAS ESPACIAIS DAS PARCELAS DE EROÇÃO

Uma vez conhecidos o uso e a ocupação numa dada região, a etapa seguinte é entender as características físicas e químicas do ambiente, ou seja, os processos geoquímicos e sedimentológicos *in situ*. O estudo e a compreensão dos fatores que integram o processo de erosão e a mensuração das perdas de solo são importantes (RICKSON, 2014), pois servem como ponto de partida para elaboração de medidas que visam diminuir a erosão e, conseqüentemente, reduzir os danos aos reservatórios hídricos buscando a maximização do uso dos recursos hídricos disponíveis.

A mensuração de perda de solo geralmente é feita por métodos diretos, a partir da instalação de parcelas de erosão submetidas a chuvas naturais ou com chuva simulada. Métodos indiretos têm sido também desenvolvidos, como é o caso dos que utilizam técnicas de sensoriamento remoto e modelagem.

Segundo Ries *et al.* (2009) as simulações de chuva permitem a aplicação da "mesma" precipitação para cada local de teste, com alta reprodutibilidade e distribuição espacial e a distribuição de tamanho de gota da precipitação. Entretanto, mesmo sendo amplamente utilizado em pesquisas sobre erosão do solo (BUTZEN *et al.*, 2014) e, especialmente, em ambientes semiáridos e áridos (ARNÁEZ *et al.*, 2007; BERTOL *et al.*, 2007; ISERLOH *et al.*, 2013), o método é questionável (RIES *et al.*, 2013) porque não representa a sazonalidade e o real funcionamento do ecossistema em comparação ao método de chuva natural.

Independente do método, medir erosão do solo por meio de parcelas de erosão apresenta uma restrição, que é a escala espacial. Govers (2011) enfatiza que os problemas surgem quando os dados de erosão são extrapolados tanto para escalas de tempo mais longo do que o período de medição, quanto para maiores áreas do que aquelas das parcelas de erosão, pois os processos hidrológicos apresentam forte dependência com a escala.

Chaplot e Lê Bissonnais (2000) enfatizam que em parcelas de 1 a 10 m² os processos são limitados, sendo impossível a transferência direta de dados de perda de solo entre escalas. Já nas parcelas de 20 m² as perdas de solo são maiores devido à maior velocidade de fluxo e capacidade de transporte. Em geral, ocorre superestimativa da erosão quando resultados dessas parcelas são utilizados para as bacias hidrográficas, pois perdas de

solo são difíceis de extrapolar ao nível de bacia hidrográfica, devido à heterogeneidade encontrada no meio (BOIX-FAYOS *et al.*, 2007) e a quebra da conectividade do sistema.

Mesmo com as limitações espaciais, estudos em parcelas de erosão são importantes, uma vez que a informação de quantidade de solo agrícola deslocado indica o potencial contaminante para o ambiente. Entretanto, em algumas situações esses sedimentos podem não representar risco ambiental fora do local erodido, principalmente se não houver conexão direta das parcelas de estudo a um curso de água. Por outro lado, se a conectividade entre a área e um curso de água for contínua, os estudos de perda de solo nas parcelas serão representativos dos riscos ambientais de contaminação (REANEY *et al.*, 2011).

A maior vantagem dos estudos de parcelas é a validação dos modelos de predição de erosão que visam a conectividade de fatores e características dentro da bacia de drenagem, podendo assim serem usados para extrapolar dados para extensas áreas. Os modelos, sejam os de base empírica, conceitual ou física, foram construídos a fim de representar e quantificar os processos de distanciamento, transporte e deposição do solo erodido (AMORE *et al.*, 2004). A maior limitação na calibração da quantificação é que, normalmente, os dados de campo não são geralmente suficientes.

Estudos com as parcelas de erosão são úteis para a compreensão do início do processo erosivo (quebra da estrutura do solo) e do comportamento dos mesmos em uma superfície homogênea, pois, como bem citado por Aksoy e Kavvas (2005), apenas uma pequena porção (menos de um quarto) da erosão bruta é depositada nos corpos receptores (por exemplo, mar e/ou reservatório), enquanto o restante é depositado ao longo do caminho. Esse transporte é corroborado por Medeiros (2009) que, ao realizar estudos na bacia do semiárido brasileiro, indicou que a produção de sedimentos é limitada pelas condições de transporte e não pela disponibilidade de material erodido.

Isso não significa que não possa haver relação entre dados de perda de solo e sedimentação no reservatório, mas sim que o processo é limitado. Contudo, em decorrência da periodicidade desses eventos de perdas de solos associados ao mal manejo dessas atividades agrícolas, ao longo do tempo os sedimentos carregados terão efeitos significativos para a qualidade de água e sedimento, principalmente quando essas cargas, seja metal ou nutriente, forem significativas.

2.3 ESTIMATIVAS DE PERDA DE SOLO

Além da mensuração de perda de solo, existem as estimativas por meio de equações desenvolvidas para prever a erosão e determinar a distribuição espacial da perda de solo. As vantagens da utilização dos modelos são devidas ao fato desses permitirem otimização do tempo usando diversos cenários, simulando eventos e estimando mudanças no uso do solo de forma a auxiliar na elaboração de estratégias para a região estudada. Essas equações foram desenvolvidas nos Estados Unidos, todavia sua utilização é mundial e aplicada a outras regiões o mundo (STEFANO *et al.*, 2016; MANCINO *et al.*, 2016).

O modelo mais amplamente utilizado é modelo de erosão empírica EUPS (Equação Universal de Perda de Solo), desenvolvido em 1953 quando o Soil and Water Conservation Research Division of the Agricultural Research Service reuniu, na Universidade de Purdue (EUA), dados de escoamento superficial e de perdas de solo. Nas últimas décadas, o avanço da informática permitiu técnicas de simulação que possibilitam considerar as variações espaciais e temporais dos fatores que proporcionam a erosão.

A utilização das equações, muitas vezes, se dá devido à dificuldade da execução em campo das mensurações. Além disso, as equações são validadas e representam dados próximos à realidade que podem auxiliar na gestão e conhecimentos dos processos erosivos numa área.

Em muitos desses trabalhos encontrados na literatura houve a preocupação de ajustar e calibrar os parâmetros da EUPS às condições locais (SANTOS *et al.*, 2014; ALMEIDA, 2011), o que foi feito por meio da comparação com a perda de solo mensurada em campo (SANTOS *et al.*, 2017; 2016). Apesar das limitações, como os fatos de não contemplar o processo de deposição de sedimentos, não estimar a erosão em sulcos ou avançada e não contemplar a umidade antecedente do solo (AVANZI *et al.*, 2008), a EUPS é amplamente utilizada devido a maior facilidade de determinação dos fatores climas, solo, topografia e uso e manejo do solo.

A EUPS é uma equação de predição de erosão de Wischmeier e Smith (1978) expressa pela seguinte equação:

$$ME = R K LSCP \quad (1)$$

em que ME é a perda de solo média anual, R é o fator de erosividade da chuva, K é o fator de erodibilidade do solo, S é o fator de declividade da encosta, C é o fator de uso e manejo do solo e P é o fator de práticas conservacionistas.

2.4 O USO DO SOLO E A QUALIDADE DA ÁGUA DOS RESERVATÓRIOS HÍDRICOS

A existência de reservatórios hídricos em regiões semiáridas é importante para garantir a sobrevivência das populações. Como exemplo, no nordeste de Gana muitos reservatórios hídricos de pequeno porte capturam água das enxurradas durante a estação chuvosa, disponibilizando água para a estação seca, sendo considerados essenciais para que populações rurais sobrevivam a curtos períodos de estiagem (LIEBE; GIESEN; ANDREINI, 2005).

A Agência Nacional de Águas (ANA) registra a existência de dezenove mil trezentos e sessenta e um mil reservatórios artificiais no Brasil (ANA, 2017). No estado do Ceará 153 são monitorados diariamente (COGERH, 2017). Devido ao clima semiárido, a construção de reservatórios para controle de fluxo de água fluvial é importante, pois por meio da sua construção é possível desenvolver atividades como a agricultura irrigada (ESTEVES, 1998; TUNDISI, 2005).

Os reservatórios são utilizados para o abastecimento urbano, recreação, regularização da vazão de rios, pesca e piscicultura (BRASIL, 2015). O entorno dos reservatórios tem apresentado um desenvolvimento agrícola intenso, como exemplo a instalação do Pólo Irrigado Curupati no entorno do reservatório Castanhão (CEARÁ, 2015), assim como em outras regiões do mundo (OUYANG *et al.*, 2014; SHEN *et al.*, 2013; PALMA, LEDO; ALVARENGA, 2015). O uso do solo no entorno de açudes representa grande valor social, econômico e cultural. De forma geral, a funcionalidade desses reservatórios está associada ao uso e ocupação dos solos em seu entorno. O uso inadequado leva ao aporte de cargas de nutrientes (BARBOSA *et al.* 2012) que podem causar a eutrofização (SANTOS *et al.*, 2016; ESTEVES, 1998), bem como de outras substâncias que poluem as águas (SHEN *et al.*, 2013; WANG *et al.*, 2012) e até mesmo de sedimentos que comprometem a capacidade de armazenamento dos reservatórios.

Em reservatórios do semiárido brasileiro a capacidade de armazenamento foi reduzida em 0,2% ao ano, de acordo com estudo realizado por Araújo, Güntner e Bronstert (2006). Outro agravante é que a região semiárida é caracterizada por apresentar recursos hídricos subterrâneos limitados, solos rasos e secas recorrentes. Esse quadro representa a vulnerabilidade da região no que diz respeito aos recursos hídricos (ARAÚJO; GÜNTNER E BRONSTERT, 2006).

A capacidade de armazenamento e a qualidade da água dos reservatórios hídricos são ameaçadas pela erosão, geralmente associada às formas inadequadas de uso da terra. Diversas atividades ocorridas no entorno de um reservatório, tais como uso agrícola, urbano e industrial, têm repercussões na produção de sedimentos e na qualidade da água. O comprometimento da qualidade da água dos reservatórios acontece a partir de processos erosivos ou da deposição de materiais em função das ações antrópicas, havendo transporte de contaminantes que são adsorvidos no sedimento ou permanecem em suspensão nas águas (XU, 2002).

Estudos feitos em reservatórios indicam que a erosão e o transporte de sedimentos são fenômenos dinâmicos sujeitos às alterações diversas que ocorrem na bacia hidrográfica (GAFUR *et al.*, 2003; BORRELI *et al.*, 2014) na qual o homem exerce influência. Alguns estudos sugerem que mais de 70% da carga de sedimentos vêm de terras agrícolas (COLLINS *et al.*, 2009), ou seja, são provenientes das atividades com influências antrópicas. A intensa utilização dos solos para a agricultura e dos recursos hídricos para os mais variados fins, indica a importância de quantificar, no tempo e no espaço, a produção, transporte e deposição de sedimentos nas bacias hidrográficas. A análise do sedimento erodido permite compreender uma série de fatores, além do conhecimento dos tipos de atividades antrópicas que acontecem e aconteceram na bacia hidrográfica.

Na avaliação da qualidade do reservatório é importante caracterizar o sedimento, pois ele participa de processos importantes, tais como troca de nutrientes, metais e ciclagem de matéria orgânica. Além disso, tudo o que é acumulado no sedimento atua como testemunho do que ocorreu na água (ESTEVES, 1988). O sedimento deslocado causa problemas tanto na área de onde foi removido (fonte) quanto na área que ele é depositado. Por meio do arraste das partículas, há transporte de nutrientes, matéria orgânica, água, fertilizantes e metais (PAULA FILHO *et al.*, 2015). No local em que é depositado o sedimento pode provocar

diversos problemas que vão desde o impedimento da navegação ao assoreamento de portos e de reservatórios (CARVALHO, 2008), indicando o potencial da estrutura ou a vida útil de um reservatório. Na fonte, a perda de sedimentos causa decréscimo de nutrientes, reduzindo o potencial agrícola, ou seja, causa o empobrecimento dos solos (CERDAN *et al.*, 2010).

Sousa *et al.* (2013) verificaram o assoreamento do rio São Francisco associado às suas margens desmatadas. Estimativas da quantidade de sedimentos erodidos e transportados das vertentes para um pequeno reservatório no sudeste brasileiro chegaram a alcançar em torno de 3.200 t/ha/ano (SIMÕES *et al.*, 2007). Bandara *et al.* (2011) encontraram contaminação por Cádmio (Cd) nas águas do rio Mahawali e, segundo os autores, essa contaminação, proveniente dos sedimentos transportados está ligada à presença de Cd no fertilizante fosfatado utilizado nas áreas agrícolas.

Além das atividades que ocorrem na bacia de drenagem do reservatório, existem processos de decomposição do material autóctone que está submerso (TORRES; RESCK; PINTO-COELHO, 2007). As emissões de cargas também variam amplamente com a localização geográfica, tipo de vegetação do entorno do reservatório, temperatura, sazonalidade, tamanho e profundidade do reservatório, operação da barragem, dentre outros fatores.

As descargas orgânicas e inorgânicas provenientes do desenvolvimento industrial e populacional e o lançamento de esgotos domésticos e industriais em rios, lagos e represas, provocam modificações na qualidade da água. Segundo Bonnet, Ferreira e Lobo (2008), os impactos do uso do solo na qualidade da água referem-se à quantidade de matéria orgânica, nutrientes presentes no meio, incremento de organismos patogênicos, pesticidas, metais pesados e alterações no regime termal.

Nutrientes como nitrogênio (N) e fósforo (P) entram no sistema geoquímico, alteram as características físicas, químicas e biológicas da água, o que geralmente desencadeia o processo de eutrofização (BOLLMAN; ANDREOLI, 2005). Pretty *et al.* (2000) estimaram que 43% do fósforo (P) na água originam-se a partir da agricultura, principalmente devido à erosão do solo. O solo erodido entra nos corpos hídricos em grandes quantidades, acarretando mudanças na turbidez, penetração da luz, temperatura da água e oxigênio disponível (BILOTTA; BRAZIER, 2008) podendo ter efeitos prejudiciais na biodiversidade (WATTS *et al.*, 2003).

Andrade *et al.* (2007), com o objetivo de identificar os fatores (naturais e antrópicos) determinantes da qualidade das águas superficiais da Bacia Hidrográfica do Alto Acaraú, concluíram que os parâmetros indicadores da qualidade das águas estão relacionados principalmente com a solubilidade dos sais, com nutrientes e transporte de sedimentos, sendo o principal fator a geologia da região.

Atividades antrópicas são importantes fontes de emissões (PAULA FILHO, MARINS; LACERDA, 2015) e produção de sedimentos capazes de causar impactos negativos sobre a biodiversidade local e sobre a qualidade dos produtos explorados na região. Eventualmente essas atividades expõem populações humanas a concentrações elevadas de poluentes resultando, em médio prazo, na depreciação significativa do capital natural de uma dada região (LACERDA *et al.*, 2004).

De acordo com relatório elaborado pela World Commission on Dams (WCD) (2000), os reservatórios do mundo vêm perdendo sua capacidade de armazenamento a uma taxa de 0,5-1% por ano. Isto implica que, se não forem tomadas medidas necessárias para reduzir a deposição de sedimentos, a capacidade de armazenamento de água pode ser perdida nos próximos 25 a 50 anos. Estudos têm mostrado que o sedimento em suspensão é prejudicial para os ecossistemas aquáticos, pois reduz a penetração da luz e prejudica a qualidade de água (WALLING, 2005). Além disso, sedimentos suspensos desempenham papel importante no transporte de nutrientes, metais pesados e outros contaminantes (RUSSELL *et al.*, 2001; YI *et al.*, 2008).

De acordo com Webb, Foster e Gurnell (1995), a investigação da qualidade do sedimento passa pelo entendimento do comportamento do sedimento suspenso nos rios e por suas propriedades físicas e químicas. Os sedimentos suspensos permanecem mais expostos às reações de sorção/dessorção na massa de água do que os sedimentos de maior tamanho, pois esses decantam mais rapidamente. Koski-Vähälä e Hartikainen (2001) afirmam que grandes quantidades de sedimentos em suspensão, especialmente os coloidais, favorecem o transporte de nutrientes. Isso acontece porque os sedimentos finos apresentam alta atividade química e, em geral, são altamente enriquecidos de nutrientes (BERTOL *et al.*, 2007).

As concentrações de metais em sedimentos são mais indicadas para avaliação do grau de contaminação, uma vez que este compartimento integra, ao longo do tempo, as cargas emitidas. Portanto, este compartimento pode ser utilizado para avaliar a influência de fontes

distintas de metais em uma dada bacia de drenagem de forma bem mais consistente (LACERDA *et al.*, 2004). No entanto, para avaliar o papel desse compartimento na retenção ou disponibilização de elementos para o ambiente, devem-se realizar medidas do conteúdo total e do teor de metais particionado, visto que a importância toxicológica dos metais depende de sua biodisponibilidade (SANTOS; SOUZA; SANTOS, 2013).

Nos ecossistemas aquáticos continentais os elementos-traço podem estar em forma iônica complexada e particulada. Os ambientes lênticos, devido suas características deposicionais, são reservatórios potenciais destes elementos, podendo em determinadas áreas atingir níveis de contaminação bastante elevados, provocando riscos à integridade desses ecossistemas e às populações que utilizarem esse recurso (ESTEVES, 1998).

Além das cargas provenientes dos processos erosivos em função do uso do solo para agropecuária, o deflúvio superficial urbano é considerado também fonte de poluição difusa, que pode representar contribuição significativa de uma ampla faixa de metais, contendo todos os poluentes que se depositam na superfície do solo provenientes nas atividades urbanas.

Santos; Souza e Santos (2013) verificaram que nos pontos que recebem maior influência das atividades urbanas, o cobre (Cu) é diferenciado, o que pode ser atribuído à drenagem de resíduos de cobre oriundos das atividades urbanas. Os autores também constataram maiores concentrações de níquel (Ni) associadas à drenagem de efluentes industriais (fontes pontuais). Maia (2004), trabalhando na costa cearense, observou acréscimo dos metais cobre (Cu), zinco (Zn) e mercúrio (Hg) oriundos da emissão do esgoto doméstico, enquanto que a distribuição de Cd e chumbo (Pb) foi associada ao *runoff* urbano.

Diversas são as atividades desenvolvidas no entorno do Castanhão, sendo que algumas delas podem apresentar maior potencial de geração de sedimentos e de deposição de contaminantes no reservatório. É possível que tal identificação seja aplicada a outros reservatórios, permitindo propor práticas de manejo visando melhoria na qualidade da água não só do Castanhão, mas também em outros reservatórios no semiárido.

2.5 SENSORIAMENTO REMOTO EM ESTUDOS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

Para entender os efeitos adversos que o uso do solo tem sobre a qualidade das águas e sedimentos de um corpo hídrico, conforme discutido nos itens anteriores, a identificação correta do uso do solo é relevante.

A estimativa mais próxima da realidade do uso da terra *in situ*, e o monitoramento do uso e ocupação são importantes, principalmente quando se deseja alocar pontos para adotar medidas de cunho ambiental numa dada bacia hidrográfica. Um exemplo é a identificação de usos da terra no entorno de reservatórios hídricos e sua associação com as perdas de solo por erosão (ZHANG *et al.*, 2017; YÜKSEK; YÜKSEK, 2015).

Algumas formas de uso da terra restringem a cobertura vegetal tornando os solos mais vulneráveis à erosão que, por sua vez, resultará na deposição de sedimentos e substâncias diversas nos reservatórios hídricos, impactando negativamente a qualidade da água (ZHANG *et al.*, 2008; WANG *et al.*, 2012) e a capacidade de armazenamento desses reservatórios (MEDEIROS *et al.*, 2014). A identificação dessas fontes de cargas é de extrema importância, haja vista que em alguns trabalhos já foi constatado que a poluição de fontes não pontuais provenientes de atividades agrícolas tem sido a maior ameaça para a qualidade da água nos últimos anos (ARHONDITSIS *et al.*, 2000; ONGLEY *et al.*, 2010).

O monitoramento do tipo de ocupação do território pode indicar o potencial de contaminação para reservatórios. Isso tem levado os governos a se interessarem por estudos que abordem essa questão (MEDEIROS; PETTA, 2005), pois análises e interpretações do uso e ocupação do solo e da dinâmica geoambiental colaboram de maneira consistente com o conhecimento aprofundado de uma região. O estudo de grandes áreas representa um custo elevado, principalmente quando se deseja conhecer os processos que ocorrem em uma bacia de drenagem e suas relações com a qualidade de água.

Diante todas as premissas e o advento de novas tecnologias, o uso das técnicas de sensoriamento remoto tornou-se ferramenta importante na classificação de uso e ocupação do solo (WANG; LIU, 2013). Além disso, as imagens adquiridas junto ao processamento realizado pelo sensoriamento passaram a representar forma factível de monitoramento ambiental, tanto em escalas locais, como em escalas globais, já que são produzidas com rapidez, eficiência e periodicidade.

A identificação dos usos do solo por meio do sensoriamento remoto tem por objetivo estudar objetos ou regiões na superfície da Terra sem entrar diretamente em contato com eles (ERBERT, 2001).

São passíveis de identificação a vegetação, culturas agrícolas (GUERRERO *et al.*, 2012), solos (GALVÃO *et al.* 2008; VASQUES *et al.*, 2014; SOUZA *et al.*, 2010) formações rochosas e corpos de água (SILVA *et al.*, 2013; MESQUITA *et al.* 2013). Segundo Souza *et al.* (2007), o conhecimento das características de cobertura do solo por meio de classificadores de imagens de satélite tem possibilitado a obtenção de informações por métodos não destrutivos e exploração sustentável, pois as cenas permitem monitoramento de grandes áreas com relativa rapidez temporal.

No entanto, a elaboração de mapas temáticos dos usos do solo com auxílio de imagens de satélites apresenta busca constante pelo aumento da acurácia de classificação. Na busca por esse aumento de detalhamento e/ou acuidade de estimativas em relação ao cenário *in situ*, cenas imageadas em diferentes resoluções e diferentes algoritmos de classificação vêm sendo testadas com intuito de obter informações que permitam estimar feições e respectivas respostas espectrais o mais próximo possível da realidade *in situ* (RUFIN *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2015; YANG; LI; SHI, 2008; ZHANG *et al.*, 2008; KARIMI *et al.*, 2006; JIN; LI; CHE, 2009; PUNIA; JOSHI; PORWAL, 2011; KOVAČEVIĆ; BAJAT; GAJIĆ, 2010).

A classificação é um processo de extração de informações em imagens para reconhecer padrões e objetos homogêneos com o objetivo de mapear as áreas da superfície terrestre. Cada cor está associada a uma classe que está associada às propriedades espectrais e espaciais destas imagens. Os métodos de classificação se dividem basicamente em duas categorias: a não supervisionada e a classificação supervisionada. Na classificação supervisionada as classes são previamente definidas pelo analista, isto é, caracterizadas por meio de amostras de “referência”. Os métodos pertencentes a este tipo de classificação utilizam algoritmos que realizam o reconhecimento dos padrões espectrais na imagem com base nessas amostras (MOREIRA, 2005). Na literatura é possível encontrar diversos métodos da classificação supervisionada, por exemplo, o da máxima verossimilhança que é um dos classificadores mais aplicados no tratamento de dados provenientes do sensoriamento remoto (SOUSA *et al.*, 2007).

Cabe ressaltar que na classificação erros podem ocorrer em diferentes níveis, desde a aquisição de dados, processamento até na verificação dos resultados. Esses tipos de erros muitas vezes não são distinguíveis e mensuráveis. Em áreas de treinamento (ROIs) mal definidas, devido às áreas de treinamento não serem homogêneas e não terem o mínimo de variância, na classificação os elementos poderão ser agrupados de forma errônea (THAPA *et al.*, 1992).

No que diz respeito às atividades agrícolas, elas apresentam características que interferem na identificação em imagens digitais obtidas por sensores, pois na obtenção de mapas temáticos de uso e ocupação, os alvos agrícolas, diferentemente dos ambientes naturais, sofrem intensa e intencional influência antrópica. Essa influência contribui para lhes conferir aspecto de figuras geométricas relativamente regulares, de grande homogeneidade interna, por exemplo, aração, gradagem, plantio mecanizado e calendário agrícola que facilitam a identificação dos limites dos alvos agrícolas em imagens obtidas (LUIZ, 2003).

Todavia, existem fatores que limitam a resposta da classificação ao longo do tempo. Esses fatores são sazonais, antrópicos e relacionados às resoluções. Quando se trata de monitoramento ambiental, as resoluções espaciais, temporais e espectrais de uma imagem são necessárias e dependem da aplicação do trabalho e frequência de atualização requerida.

No caso do sensor Landsat, sensor remoto com resolução relativamente grosseira, Jensen (2000) afirma que somente é possível discriminar culturas se forem plantadas com um intervalo de, pelo menos, dez dias, o que causa diferença no desenvolvimento do dossel; culturas que receberem diferentes processos de irrigação, o que garante diferença na produção de biomassa; culturas que se desenvolverem-se em ritmos diferentes devido à fertilização ou a cuidados especiais; culturas que tiverem o espaçamento entre linhas ou a orientação no campo diferente entre as duas culturas ou tiverem estrutura de dossel diferente.

Cabe ressaltar que, mesmo com os fatores citados anteriormente, os usos podem ser efetivamente monitorados. Gürtler (2003) verificou o levantamento do uso agrícola, reduzindo o trabalho de campo e fornecendo estimativas objetivas de área agrícola ocupada por grandes culturas, como a cana-de-açúcar e a soja. Além dos usos agrícolas, outros usos são facilmente identificados via imagem se satélites, tais como classe antropizada, agricultura e caatinga arbórea e arbustiva. Souza *et al.* (2010), estudando classificação de uso e ocupação no semiárido, verificou ótimos valores dos coeficientes de exatidão global (EG) e de Kappa

(K), obtidos a partir da verdade terrestre, revelando o alto potencial dos métodos na classificação do uso e ocupação do solo no bioma Caatinga.

A obtenção de informações sobre as formas de uso do solo é relevante não só para o Ceará, mas também para outros Estados situados no semiárido. Por fim, o sensoriamento remoto é fundamental para o desenvolvimento de programas de manejo e conservação do solo e da água de reservatórios, trazendo subsídios para o zoneamento ecológico-econômico a ser utilizado como instrumento de gestão de corpos hídricos.

2.6 TAXA DE SEDIMENTAÇÃO EM RESERVATÓRIOS

Além das questões discutidas anteriormente, quando se avalia os sedimentos de um lago, seja ele natural ou artificial, é importante entender como essa deposição está ocorrendo e quais fluxos de aporte das cargas chegam ou chegaram na área. Esse estudo pode fornecer informações a respeito de mudanças sazonais e auxiliar na reconstrução de condições de deposição ocorridas no reservatório, pois são derivados principalmente da produção primária local, de bactérias e/ou de material terrestre proveniente do seu entorno. Portanto a análise de deposição de sedimentos em uma bacia pode caracterizar os processos erosivos nas áreas adjacentes.

A quantidade de material depositado pela ação da água sobre o leito do curso d'água ou reservatório hídrico em determinado intervalo de tempo é definida como taxa de sedimentação. A sedimentação é medida em termos de acumulação por profundidade ao longo do tempo ou a densidade de sedimentos por unidade de área ao longo do tempo, resumidamente é uma razão volume por tempo (TIPPER, 2016).

Inúmeras são as formas de estimar a taxa de sedimentação em reservatórios que vão de pequena à grande escala. Ran *et al.* (2013) apresentaram estudo em escala de bacia e em grande escala tem-se os sistemas de informação geográfica (SIG) (MINEAR; KONDOLF, 2009).

A sedimentação em reservatório afeta inúmeras questões ambientais, dentre as quais destacam-se a redução do volume de armazenamento e a diminuição da qualidade da água (LÓPEZ-TARAZÓN *et al.*, 2009), bem como a redução da penetração da luz. Dang *et al.* (2010) relataram que a sedimentação em reservatórios diminui o transporte de sólidos da

montante para a jusante. Isso causa desaceleração do movimento das partículas sólidas na direção do escoamento, de modo que essas são depositadas ao longo do reservatório. As partículas maiores se depositam nas entradas e as mais finas vão se acumular em áreas mais baixas ou permanecer em suspensão (PAIVA; PAIVA, 2003). Marins *et al.* (2003) constataram que o barramento do Rio Jaguaribe afeta inúmeros processos dos sedimentos, dentre eles, o aumento das concentrações de fósforo.

Diante os fatores citados, é necessário conhecer a erosão no entorno do reservatório e da taxa em que os sedimentos efetivamente chegam ao seu leito, ou seja, o monitoramento sedimentométrico (SCAPIN; PAIVA; BELLING, 2007).

A taxa de sedimentação, além de estimar a vida útil do reservatório, informa sobre o aporte de cargas, nutrientes e os metais. Os problemas relacionados a essa sedimentação tendem a aumentar na medida em que ocorre maior desenvolvimento de atividades antrópicas na bacia. A substituição da vegetação nativa por uma agricultura mal manejada, o crescimento populacional, o uso e ocupação do solo em bacias hidrográficas são responsáveis pelo aumento na taxa de sedimentação (SABARÁ; BARBOSA, 2007)

As taxas de acumulação são calculadas a partir do decréscimo da atividade do ^{210}Pb em função da profundidade na qual o sedimento foi coletado. Esses dados podem ser relacionados com fatores externos antrópicos (SIMON; KELEMEN; BEGY, 2016 *in press*) como exemplo atividade agrícola entorno da área provenientes de processos erosivos (ANDREDAKI *et al.*, 2014). Com a taxa de sedimentação ao longo do testemunho (perfil vertical coletado) é possível datar o sedimento. Existem dois modelos principais para a datação de sedimentos pela técnica do ^{210}Pb . O primeiro modelo é denominado CIC (Constant Initial Concentration) e o outro modelo utilizado é o CRS (*Constant Rate of Supply*) (GUEVARA *et al.*, 2005; SOUZA, 2007). Além dessa técnica, existem as determinações por meio de estimativas brutas da relação de profundidade e ano de inundação.

2.7 METAIS TRAÇO EM AMBIENTES AQUÁTICOS E NOS SEDIMENTOS

A problemática quanto à contaminação do ambiente é ainda maior quando junto com os sedimentos estão adsorvidos metais que, quando liberados, afetam diretamente a biota (GAO; ZHOU; CHEN, 2014; ZAHRA *et al.*, 2014;). Mais de 90 % dos metais pesados são

adsorvidos com material particulado em suspensão e sedimentos (CALMANO *et al.*, 1993) ou precipitados sobre oxihidróxidos de Fe/Mn, carbonatos e sulfuretos (FORSTNER; WITTMAN, 1983).

Vale salientar que os metais nem sempre ficarão adsorvidos aos sedimentos, eles podem ser remobilizados para a coluna d'água a depender das condições no ambiente, tais como pH, potencial redox, salinidade ou a presença de quelantes orgânicos. A capacidade de ligação dos metais com a matéria orgânica diminuiu na seguinte ordem: Cu > Zn > Pb > Cr > Ni > Cd (SOARES *et al.*, 1999).

A distribuição de metais pesados nos sedimentos adjacentes a áreas povoadas pode fornecer a evidência do impacto antropogênico nos ecossistemas e ajuda na avaliação dos riscos associados às cargas aportadas (ZHANG *et al.*, 2008). As principais vias de entrada de metais pesados para reservatórios são as entradas fluviais (SOUZA; WASSERMAN, 2015).

Vale salientar que ao avaliar metais em solos é necessária sua comparação com valores ditos de referência, afim de discutir se os aportes ocorridos estão acima dos valores naturais ali presente. Valores de Referência de Qualidade para Solos (VRQs) refletem a concentração natural de determinada substância no solo, sem interferência antrópica. A legislação brasileira estabelece três valores orientadores distintos: Valores Orientadores de Referência de Qualidade (VRQs), de Prevenção (VP) e de Investigação (VI) (BRASIL, 2013).

Para os sedimentos cabe a discussão com os valores indicados para material dragado segundo legislação 454/2012 que define níveis de efeito para a biota. “Nível 1- limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota. Nível 2 - limiar acima do qual há maior probabilidade de efeitos adversos à biota” (BRASIL, 2012).

As concentrações de metais nos sedimentos apresentam menos variação ao longo do tempo e do espaço em relação à água, e podem fornecer excelente indicação de impactos antropogênicos, a permitir consistente avaliação da variabilidade espacial e temporal da contaminação (GUEVARA *et al.*, 2005). Essa variabilidade muitas vezes é associada aos diferentes usos presente na bacia e a sazonalidade, para averiguar a influência de atividade antrópicas faz-se a relação com elemento conservativo Al gerando um fator, definido como Fator de Enriquecimento (FE). Sua utilização já é bem fundamentada haja vista ser um elemento conservativo e ser o principal constituinte dos aluminossilicatos, fração reativa dos

sedimentos (ALOUPI; ANGELIDIS, 2001). Esse enriquecimento quando maior que 1,5 é dito como resposta a atividade antrópicas. Segundo Zang e Liu (2002), valores de FE entre 0,5 e 1,5 sugerem que o metal pode ser originado da matriz mineral ou de processos intempéricos naturais.

Estudos em regiões tropicais (SANTOS *et al.*, 2015, 2016; SOUZA; WASSERMAN, 2015; GOMES *et al.*, 2009) têm focado os reservatórios onde os metais pesados nos sedimentos podem ser afetados pelo tempo prolongado de renovação da água e pelo aumento das taxas de sedimentação (KUMMU; VARIS, 2007). A partir de dados da literatura (TABELA 1) é possível verificar a variabilidade de metais nos solos e sedimentos em diferentes regiões do mundo.

Tabela 1 - Comparação de teores de metais em sedimentos de outros reservatórios e solos

Área de estudo	Referências	Al	Fe	Cu	Zn
mg kg ⁻¹					
Solo não poluído	Fadigas <i>et al.</i> , 2006	-	72700	79,3	52,7
México, Barragem	Mireles <i>et al.</i> , 2011	72650	24100	-	-
Reservatório Turquia	Findik e Turan, 2012	21055	20469	17,5	39,7
Juturnaíba, Brasil	Souza e Wasserman, 2015	36116	34989	14,2	65,8
Reservatório, China	Wang <i>et al.</i> , 2012	46348	32445	38,9	156,7
Baía de Sepetiba/Brasil	Gomes <i>et al.</i> , 2009	69000	46000	31,9	567
Simly Lake, Pakistan	Iqbal <i>et al.</i> , 2016	-	6122	23,4	132
Reservatório Castanhão	Este estudo	30600	20100	14,8	47,7

Quando se discute a presença de metais em ambiente sedimentar, as partículas coloidais ganham destaque porque sua alta superfície específica favorece a adsorção dos metais em virtude de sua elevada Capacidade de Troca de Cátions (CTC) nos sítios de troca. Um dos compartimentos da matéria orgânica que tem essa alta capacidade de complexar metais são as substâncias húmicas (SHs). As SHs correspondem a misturas heterogêneas originadas pela degradação biológica de resíduos animais e vegetais. A alta capacidade das substâncias húmicas de complexar metais é atribuída aos diferentes grupos funcionais oxigenados, tais como os carboxilas, hidroxilas fenólicas e carbonilas de vários tipos que influem diretamente na complexação de espécies metálicas. Portanto, além de conhecer os

metais, as quantidades das SHs permitem avaliar com maior precisão a capacidade de disponibilidade de metais no ambiente estudado (RAPOSO *et al.*, 2016).

As substâncias húmicas são compostas por três compartimentos: ácidos húmicos (AHs), ácidos fulvicos (AFs) e a humina (HU). O ácido húmico (HA) é solúvel a valores de pH mais elevados, ele é muitas vezes referido como a fracção de maior peso molecular, sendo encontrado em rios e sedimentos com peso molecular de 1500-5000Da e 50,000-500,000 Da, respectivamente. O ácido fúlvico (FA) é solúvel em quaisquer condições de pH, contém grupos funcionais mais ácidos, seu peso molecular varia de 600 a 1000 Da nos córregos e é um pouco maior nos solos (1000 a 5000 Da). Por fim, tem-se humina que é insolúvel (DAVIES; GHABOUR, 1998).

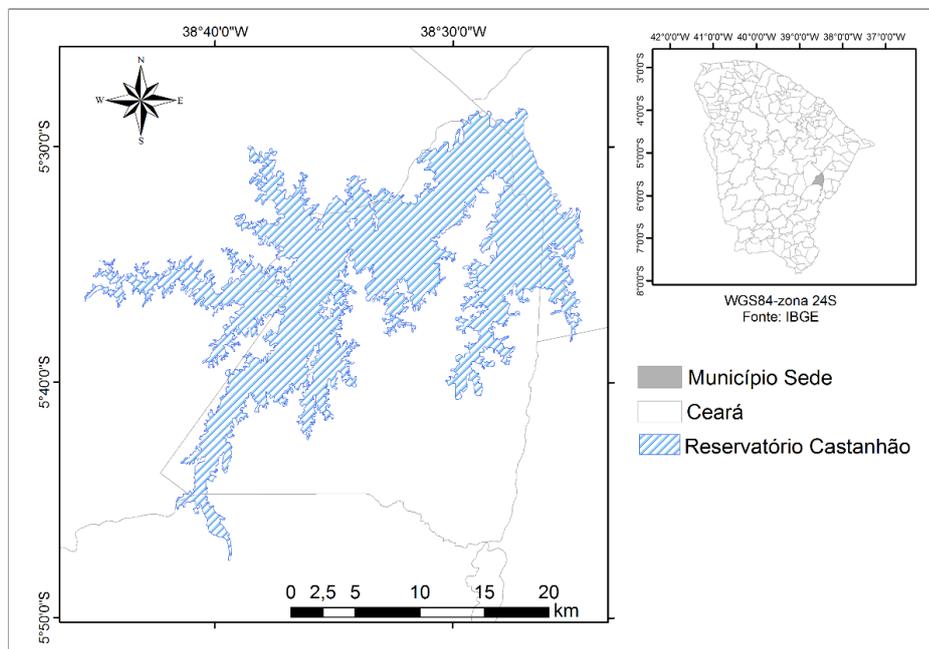
3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo localiza-se no entorno do reservatório Castanhão que está inserido na bacia do Médio Jaguaribe, Ceará, Brasil (FIGURA 1). A bacia do Médio Jaguaribe abrange área de aproximadamente 10.355 km². O rio Jaguaribe é o principal dessa bacia, percorrendo curso total de 171 km (COGERH, 2011).

Os municípios que estão inseridos nessa bacia são: Alto Santo, Deputado Irapuan Pinheiro, Ererê, Iracema, Jaguaribe, Pereiro, Potiretama, São João do Jaguaribe, Solonópole; e sete parcialmente: Iço (40,15%), Jaguaribara (91,79%), Jaguaretama (58,12%), Limoeiro do Norte (1,15%), Milhã (56,44%), Orós (7,31%) e Tabuleiro do Norte (21,47%) (COGERH, 2011).

Figura 1 – Mapa de localização geográfica do Reservatório Castanhão com sede no município de Jaguaribara-Estado do Ceará-Brasil

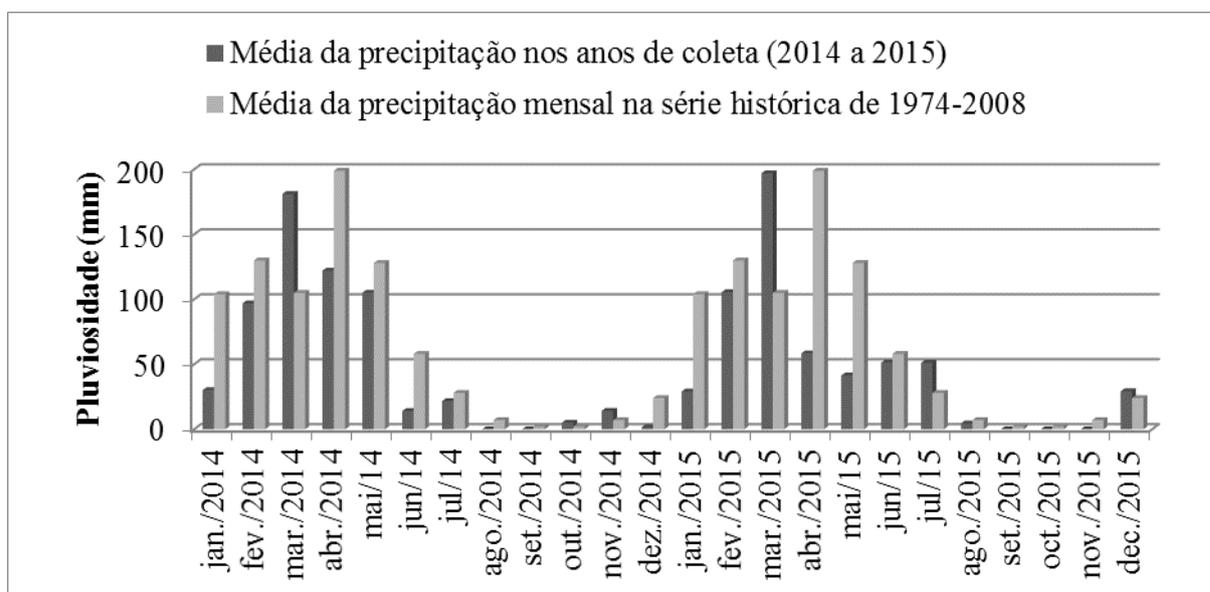


Fonte: Autor.

A vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) liberada pelo reservatório Castanhão é determinada segundo a rotina de operação, que considera o volume armazenado no período chuvoso e as demandas ao longo da bacia, incluindo a perenização do Rio Jaguaribe (demandas difusas), abastecimento humano e perímetros irrigados (DNOCS, 2016).

O clima na região BSw'h' é considerado semiárido quente, segundo classificação de Köppen, com temperaturas médias superiores a $18 \text{ }^\circ\text{C}$ e precipitações médias anuais de 756,5 mm durante os últimos 80 anos (FUNCEME, 2014). As chuvas ocorrem de maneira concentrada entre os meses janeiro e junho (FIGURA 2).

Figura 2 – Variabilidade mensal da precipitação pluvial para a série histórica dos municípios que compõem a Bacia do Médio Jaguaribe-Castanhão



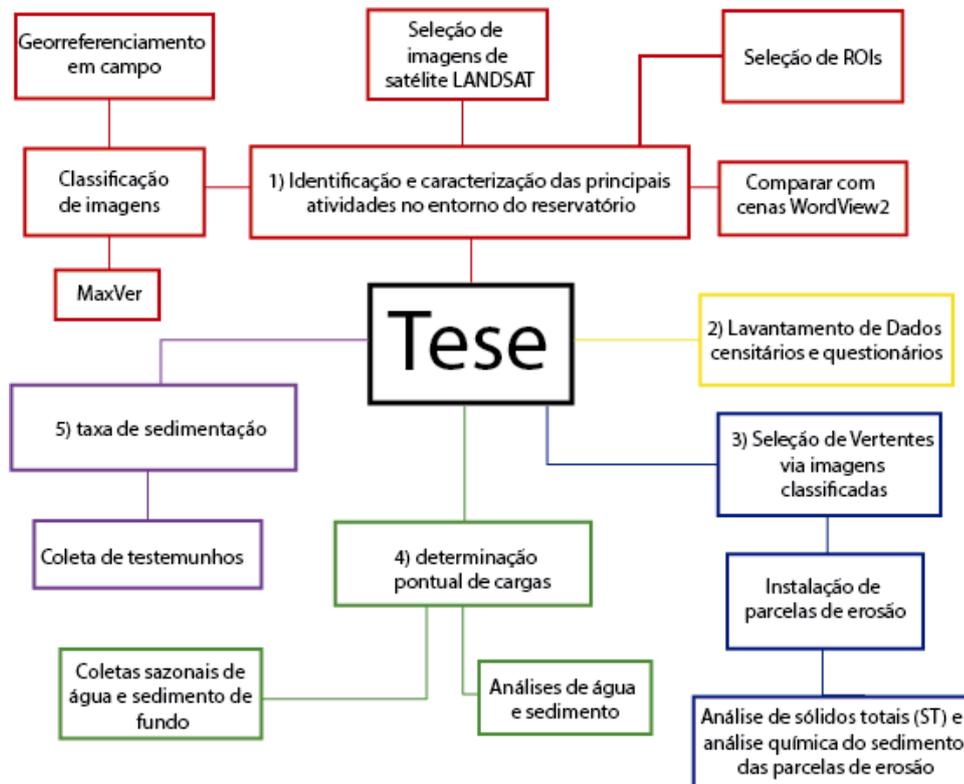
Fonte: FUNCEME, 2016.

O uso do solo na região em que o estudo foi realizado é caracterizado pela presença de cobertura vegetal composta de espécies arbustivas típicas da Caatinga e pelas atividades humanas como agricultura, pecuária e urbanização. Por fim, a agricultura e pecuária são atividades presentes no vale do Jaguaribe, principalmente devido à disponibilidade hídrica aumentada pela construção de reservatórios na região. A geologia é caracterizada pela presença de terrenos cristalinos pré Cambrianos, aos quais se acrescentam vastos setores da Bacia Mesozóica do Apodi, além de coberturas Cenozóicas Tércio

quaternárias. Os tipos de solos de maior distribuição são os Argissolos, Luvisolos, Neossolos Litólicos e Planossolos sobre os quais se desenvolve a típica vegetação de caatinga arbustiva, em manchas mais ou menos densas. A litologia no entorno do reservatório é dominada pelo Complexo Jaguaretama: ortognaisses migmatizados, composição entre granito e tonalito, com paragnaisses, anfibolitos, quartzitos, metaultramáficas e rochas calcissilicáticas (segmento com importante participação desses matamorfitos de derivação sedimentar, incluindo lentes de metacalcários; e Suíte Granitóide Serra do Deserto: augenortognaisses graníticos, à biotita +/- hornblenda, servindo de encaixantes para corpos de tonalitos ou quartzodioritos e sienogranitos gnaissificados (COGERH, 2011).

O estudo foi dividido em etapas, conforme fluxograma apresentado na Figura 3.

Figura 3 – Fluxograma do estudo em ordem de execução



Fonte: Autor.

3.2 IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DAS PRINCIPAIS ATIVIDADES NO ENTORNO DO RESERVATÓRIO

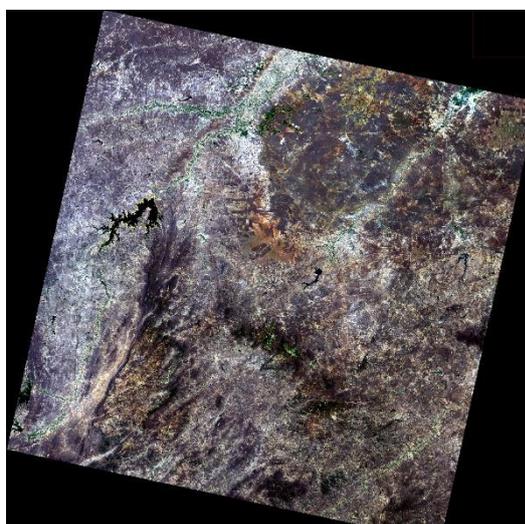
A identificação das principais atividades desenvolvidas no entorno do açude Castanhão foi feita com auxílio de imagens de satélite com posterior classificação espectral. Foram adotados os seguintes procedimentos metodológicos:

Para o mapeamento do uso e ocupação dos solos foram utilizadas duas imagens de satélites (FIGURA 4), uma oriunda do sensor Landsat TM8, adquirida gratuitamente no site da United States Geological Survey – USGS (<http://earthexplorer.usgs.gov/>), enquanto que a outra foi uma cena do sensor Wordview-2 que apresenta composição de bandas multiespectrais com resolução espacial de 1,85m (DG, 2015), adquirida junto à empresa Digibase. Ambos os sensores foram imageados em setembro de 2014 com diferença de apenas um dia.

Figura 4 – Imagens de Satélite utilizadas da área de estudo, Reservatório Castanhão/CE. a) Cena WordView-2 e b) Cena Landsat-8



(a)



(b)

Fonte: Digibase; USGS.

Antes da classificação foi aplicado processo de correção atmosférica nas duas cenas. Esse processo foi realizado no módulo FLAASH para Wordview-2 e Landsat-8 já corrigidas atmosféricamente, disponibilizadas no banco de dados USGS, ambas implementados no ambiente ENVI 5.0. O módulo FLAASH é baseado no algoritmo MODTRAN4 que compensa os efeitos de interferências atmosféricas nas faixas espectrais. Após a correção, as cenas foram classificadas na ferramenta Máxima Verossimilhança (MaxVer) que se baseia na identificação de regiões de interesse (ROI's) para classificação. Este tipo de classificação requer que as amostras de treinamento sejam representativas das classes presentes na imagem.

Assim, o algoritmo classifica os pixels comparando-os exaustivamente com cada classe existente, baseado na média e variância para cada classe. Nesse método, a fase de treinamento é essencial para fornecer um conjunto de pixels representativos de cada alvo na cena. Os pixels escolhidos devem representar fielmente suas respectivas classes (MOREIRA, 2005). Cabe ressaltar que, na classificação, erros podem ocorrer em diferentes níveis, desde a aquisição de dados, processamento até a verificação dos resultados.

Os alvos com diferenças espectrais foram caracterizados em cinco classes de uso e ocupação do solo: Água, Agricultura Irrigada, Área Antropizada (solo exposto, áreas urbanizadas e estradas), Caatinga e Vegetação Rala. Vale salientar que a Agricultura Irrigada, mesmo sendo uma atividade antrópica, foi separada em uma classe pelo fato de ser objeto principal deste estudo.

Além do MaxVer, foi aplicado outro método de classificação, o método Decision Tree (DT). O DT se baseia em decisões binárias que determinam a categoria de cada pixel, usado principalmente como método de exploração de grandes conjuntos de dados. Pode ser entendido como hierarquia de nós que são conectados por ramos, sua estrutura traduz uma árvore invertida que se desenvolve da raiz para as folhas. O nó de decisão possui um teste para algum atributo e cada ramo descendente corresponde a um possível valor para esse atributo, sendo a folha relacionada a uma classe. Todos os caminhos começam no nó raiz e terminam numa folha e cada caminho representa uma decisão (QUINLAN, 1996; BREIMAN *et al.* 1984), o valor aqui atribuído é a resposta espectral de cada alvo.

Após a classificação, foi avaliada a chamada matriz de confusão e a Exatidão Global (EG) visando verificar a acurácia dos classificadores, permitindo também avaliar o

grau de separabilidade das classes. A partir da análise das imagens, foi realizada uma expedição de campo para prospecção *in situ*, no município de Jaguaribara-CE, na região do reservatório Castanhão. Nesta expedição, realizada no mesmo período da cena, foram utilizados GPS e câmera fotográfica para registro das formas de uso e ocupação do solo na área em estudo (FIGURA 5).

Figura 5 – Usos e ocupação do solo entorno do reservatório Castanhão. a) Área degradada com superpastejo e Área Irrigada e b) Mata Nativa



Fonte: Autor.

Após classificação, as duas cenas foram convertidas para representação vetorial e, em seguida, foi realizado o gerenciamento do cálculo de área de cada classe em quilômetros quadrados. Por fim, foram elaborados mapas temáticos de uso e ocupação do solo da área de estudo no ArcGis 10.3.

3.2.1 Levantamento censitário e questionários

Para auxiliar a caracterização das formas de uso do solo na área de estudo foram utilizados também dados censitários, por meio de informações registradas nos municípios que compõem a bacia do Médio Jaguaribe, disponíveis no site do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) e dados da Secretaria do Desenvolvimento Agrário (SDA – CE), por

meio dos quais foram elencadas as principais atividades agropecuárias desenvolvidas no entorno do Castanhão. A escolha de não utilizar somente os dados de censo deveu-se ao fato de sua organização ser de forma tabular, gerando valores absolutos totais não espacializados. Em seguida, questionários foram aplicados em campo com objetivo de maior conhecimento do manejo adotado pelos produtores. Essas informações foram utilizadas para discussão e entendimento de alguns processos em campo.

3.2.2 Caracterização dos solos das áreas com diferentes usos selecionadas para o estudo

Dentro do perímetro irrigado do Curupati foi selecionada uma área de quatro (4) hectares na propriedade de um dos agricultores. Essa área foi dividida em duas subáreas: pomar de Mamão de 1,5 hectares e área com solo exposto que representa área degradada com superpastejo ovino e bovino. A mata nativa preservada com sua vegetação local foi escolhida para ser usada como área de referência.

Foram coletadas cinco (5) amostras compostas de solo na camada de 0-20cm de cada subárea e realizadas análises Nitrogênio total (Nt), Fósforo disponível, Carbono Orgânico Total (COT) e metais (Fe, Al, Cu e Zn). O teor de COT foi determinado segundo metodologia de Yeomans e Bremner (1988), descrita por Mendonça e Matos (2005). Os teores de N total foram determinados pelo método semimicro Kjeldahl, descrito em Mendonça e Matos (2005) que se baseia na destilação e arraste de vapores. A determinação de P foi por colorimetria (EMBRAPA, 1997). Para a determinação das concentrações de metais Fe, Al, Zn e Cu utilizou-se método de digestão em água-régia (USEPA, 1998; AGUIAR; MARINS; ALMEIDA, 2007). A quantificação dos teores de metais foi por espectrofotometria de absorção atômica de chama. Além dos parâmetros químicos foi realizado análise física granulométrica seguindo metodologia descrita no manual EMPRABA (1997).

Para fins de caracterização também foi realizada classificação dos solos. Em cada vertente estudada foi determinada a classe de solo, por meio de abertura de trincheiras para descrição morfológica do perfil (SANTOS *et al.*, 2005) e coleta de amostras para análises físico-químicas. As informações foram utilizadas para a classificação dos solos de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (EMBRAPA, 2013).

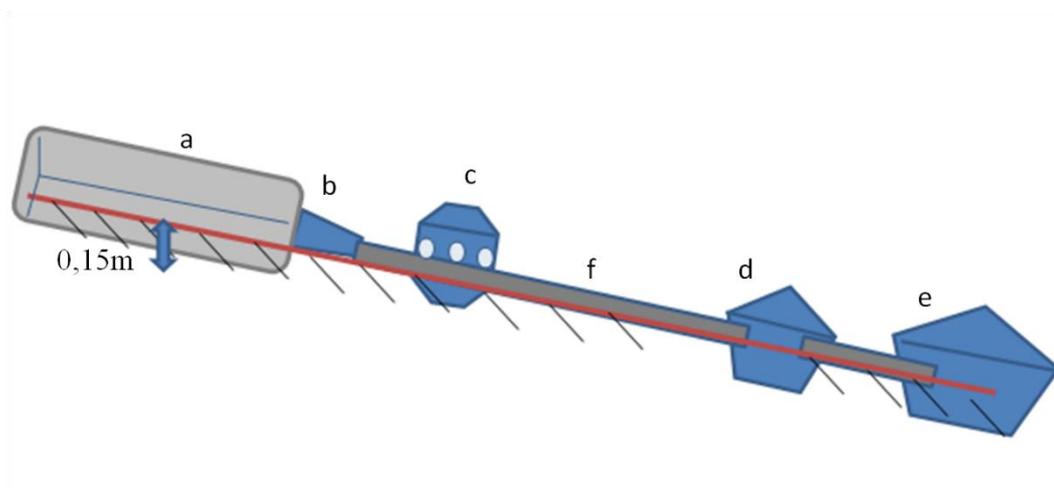
3.3 MENSURAÇÃO DE EROÇÃO E ESTIMATIVA DAS PERDAS DE SOLO

3.3.1 Parcelas de erosão

Em cada uso avaliado foi selecionada uma vertente no sentido do declive e instalada a parcela de erosão, cada parcela de erosão apresentou 20 m², visando a mensuração do volume de material erodido, sólidos totais e qualidade química do sedimento erodido. Tais mensurações foram realizadas em cada evento chuvoso, durante os períodos chuvosos ocorridos, correspondente a 24h.

A metodologia para avaliação do volume do material erodido e perda de solo por erosão foi a proposta por Wischmeier e Smith (1978). Vale salientar que no presente estudo as parcelas foram modificadas e apresentaram 10 m de comprimento, 2 m de largura e 0,3 m de altura, dos quais 0,15 m ficaram enterrados no solo. Cada parcela foi conectada a um sistema coletor constituído por três tanques com capacidade de 30, 100 e 200 L, respectivamente. O primeiro coletor foi composto por um sistema de sete saídas. Após o preenchimento do primeiro tanque, 1/7 do escoamento gerado na parcela foi canalizado para o próximo tanque, cujo excedente foi conduzido para o terceiro tanque (FIGURA 6).

Figura 6 – Esquema do sistema coletor de 20m² para quantificação da perda de solo



Fonte: Autor.

Onde:

- a = Parcela de perda de solo
- b = Boca de encaixe de saída do sistema coletor
- c = Tanque com sete saídas
- d = Tanque de 100 litros
- e = Tanque de 200 litros
- f = Cano de 50 mm de PVC

Logo após cada evento chuvoso, o material escoado (água + sedimento) contido nas parcelas (FIGURA 7), foi homogeneizado e coletado em garrafas plásticas com capacidade para 500 mL, limpas e devidamente identificadas. Posteriormente, o material foi conduzido ao Laboratório de Manejo do Solo do Departamento de Ciências do Solo da UFC para determinação dos parâmetros físico-químicos descritos a seguir.

Figura 7 – Parcela de erosão com escoamento ocorrido após evento chuvoso (24h) na parcela instalada na área irrigada



Fonte: Autor.

3.3.2 Análise de sólidos totais (ST)

Por meio da determinação dos ST, foi obtida a concentração de sedimentos (Cs) para cada evento chuvoso nas vertentes analisadas. As análises foram realizadas seguindo metodologia descrita em APHA (2005) por meio da seguinte equação:

$$ST \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = (P_1 - P_0) * 10.000 \quad (1)$$

Onde,

P_0 = peso do recipiente (cápsula de porcelana) (g)

P_1 = peso total da amostra (g) seca à temperatura de 60 °C após esfriar no dessecador

Em seguida, para determinação da massa erodida (ME_i) em mg, foi necessário multiplicar a concentração de sedimentos ($mg L^{-1}$) obtida em cada parcela pelo volume (L) afluente de cada parcela. A perda de solo (por unidade de área - $kg ha^{-1}$) para cada vertente foi determinada pela razão entre a ME_i (kg) e a área (A) correspondente de cada vertente em estudo em hectares.

Vale salientar que, para comparação e posterior avaliação da erosão ao longo do tempo, foi necessário manter as condições físicas das parcelas uniformes, ou seja, com o tipo de cobertura que caracteriza cada uso do solo.

3.3.3 Análise química dos sedimentos erodidos das parcelas de erosão

Uma vez coletados, os sedimentos foram colocados na estufa para secar e posteriormente macerados para realização das análises. Foram realizadas análises de NT, COT e os metais Cu, Zn, Al e Fe. A metodologia para determinação dos elementos químicos é descrita no item 3.2.2.

3.3.4 Estimativa da perda de solo pela EUPS (Equação Universal de Perda de Solo)

A estimativa de perda de solo foi calculada no presente estudo por meio da EUPS.

$$A = R \cdot K \cdot L S \cdot C \cdot P$$

Onde:

A= perda anual de solo do solo ($\text{ton ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) devido ao escoamento superficial;

R= fator de erosividade ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1}$)

K= fator de erodibilidade ($\text{t h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$)

LS= fator de declividade e comprimento de encosta (adimensional)

C= fator de prática de cultura variando de 0,001 a 1,0 (adimensional)

P= fator de pratica de cultura contra erosão que varia de 0,3 a 1,0 (adimensional)

3.3.4.1 Erosividade (fator R)

Em cada vertente estudada foram coletados dados das chuvas por meio de pluviógrafo com o intuito de associar a intensidade da precipitação com as perdas de solo. Foram utilizados pluviógrafos do tipo Báscula que foram instalados na área de estudo. Foram instalados dois pluviógrafos, um para área da Mata Nativa e o outro representava as áreas degradada e irrigada. Os dados das chuvas foram coletados após o período acumulado de 24 h. Com os dados de precipitação foi medida a intensidade (I) de cada evento chuvoso, em mm h^{-1} , bem como a máxima intensidade das chuvas em trinta minutos (I_{30}), também em mm h^{-1} .

Para os cálculos de índice de erosividade (EI_{30}) utilizou-se a equação 2:

$$EI_{30} = EC \times I_{30 \text{ máx}} \quad (2)$$

Onde,

EI_{30} = índice de erosividade, em $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1}$

EC= energia cinética da chuva, em MJ ha^{-1}

$I_{30 \text{ máx}}$ = intensidade máxima média da chuva em 30 minutos, em mm h^{-1}

A energia cinética foi obtida pela equação 3, proposta por Wischmeier e Smith (1978) e modificada por Foster *et al.* (1981):

$$EC = 0,119 + 0,0873 \text{Log } I \quad (3)$$

Onde,

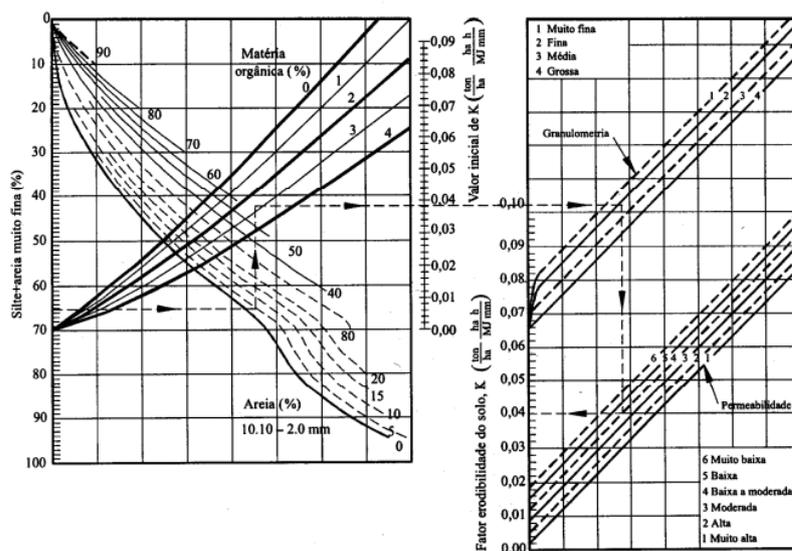
I = intensidade da chuva, em mm h^{-1}

3.3.4.2 Erodibilidade (fator K)

O fator erodibilidade do solo K é a taxa de perda de solo por unidade de erosividade da chuva para um local de referência, neste estudo, a área das parcelas de 20 m^2 . É necessário aplicar porcentagem dos constituintes granulométricos e de matéria orgânica. Em outras palavras erodibilidade é a susceptibilidade que um determinado solo tem em erodir-se.

Existem diversos métodos para identificação do K . Todavia, no presente estudo fez-se escolha pelos métodos indiretos obtidos pelo nomograma de Wischmeier (FIGURA 8).

Figura 8 – Nomograma de Wischmeier para determinação da erodibilidade (K)



Fonte: Wischmeier, Johnson e Cross (1971).

Esse método deve seguir o padrão definido por Departamento of Agriculture Unite States (USDA). Quanto ao limite do tamanho das partículas e os códigos para a estrutura e permeabilidade do solo são apresentadas em Haan, Barfield e Hayes (1994).

Em posse dos parâmetros acima definidos, mais a porcentagem de matéria orgânica dos solos, calculou-se o fator erodibilidade por meio da equação 4.

$$K = (0,1317 \times 0,00021 (12 - MO) M^{1,14} + 3,25(S - 2) + 2,5(P - 3)) / 100 \quad (4)$$

Onde,

K é a erodibilidade em $Mg \text{ ha h ha}^{-1} MJ^{-1} mm^{-1}$;

MO= matéria orgânica em %

S= é o índice de estrutura do solo

P= índice de permeabilidade

M= produto da fração das partículas primárias do solo ((% de silte + % areia muito fina) x (100 - % de argila))

Os dados para determinação de K foram obtidos por meio das amostras coletadas e analisadas como descritas no item 3.3.2.

3.3.4.3 Fator LS (fator topográfico)

O fator topográfico (LS) foi obtido por meio da Equação 5, proposta por Bertoni e Lombardi Neto (1990).

$$LS = 0,00984 L_r^{0,63} D^{1,18} \quad (5)$$

Onde,

Lr= comprimento de rampa (m)

D= declividade (%)

Esse fator LS pode ser classificado como amenizador ($LS < 0,99$), neutro ($LS=1$) e acelerador ($LS > 1$) (SILVA *et al.*, 2005).

3.3.4.4 Fator C (uso e ocupação)

O fator C de práticas agrícolas, ou seja, o uso desenvolvido na área foi obtido a partir de estudos realizados na região semiárida (SANTOS *et al.*, 2014; ALBUQUERQUE *et al.*, 2005).

3.3.4.5 Fator P (práticas conservacionistas)

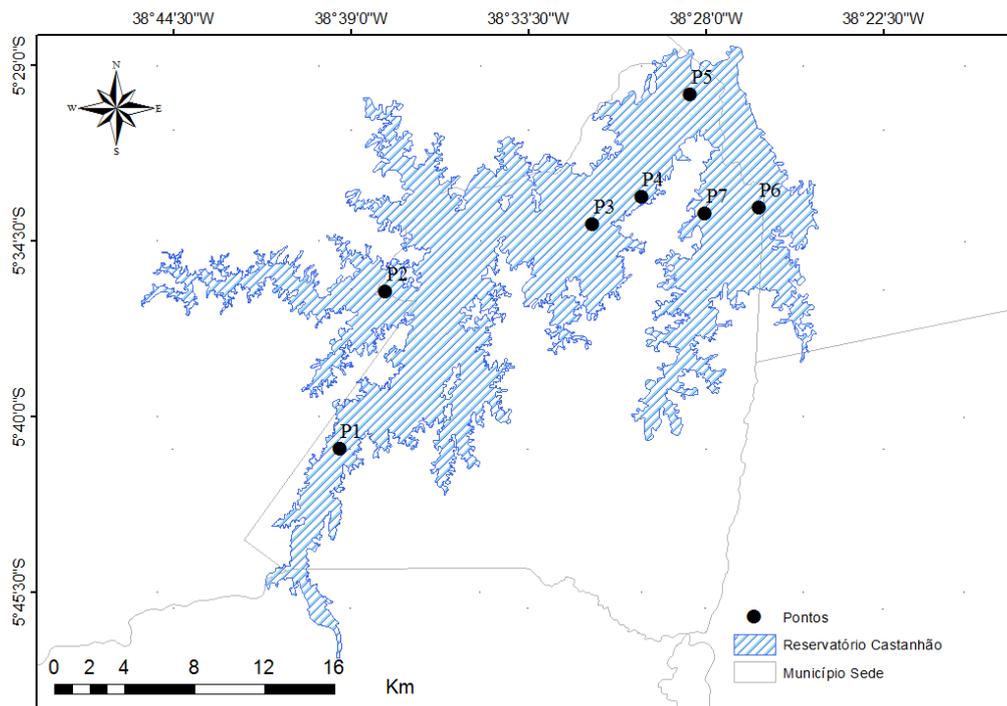
As práticas de conservação do solo podem minimizar a erosão do solo, devido à maior proteção que elas proporcionam ao solo e devido à diminuição do impacto da gota da chuva. O valor adotado foi 1, pois não foi constatada a adoção de práticas conservacionistas nas áreas estudadas.

3.4 DETERMINAÇÃO DAS CARGAS DE NUTRIENTES (N E P) E METAIS (Cu, Zn, Al E Fe) PRESENTE NO RESERVATÓRIO

3.4.1 Pontos de coleta

Seguindo o critério de representatividade e observando os usos da terra que podem ser responsáveis por alterações da qualidade dos recursos hídricos, foram selecionados sete pontos de coleta nas margens de abrangência dos principais usos e ocupação dos solos mapeados no local de estudo (FIGURA 9; TABELA 2). Nesses pontos foram feitas coletas sazonais (período chuvoso e seco) de água e sedimentos. O intuito de tal procedimento foi correlacionar a qualidade de água e do sedimento com as perdas de solo, do ponto de vista espacial e sazonal.

Figura 9 – Pontos de coleta de água e sedimento ao longo do reservatório Castanhão



Fonte: Autor.

Tabela 2 – Pontos amostrais e suas respectivas descrições e coordenadas geográficas

Pontos	Descrição	Coordenadas geográficas
P1	Ponto de entrada Rio Jaguaribe	-5.683224° -38.655358°
P2	Ponto de entrada Riacho do Sangue	-5.601512° -38.631668°
P3	Margens do perímetro Irrigado	-5.566337° -38.525042°
P4	Margens do perímetro Irrigado	-5.551717° -38.499728°
P5	Piscicultura	-5.498267° -38.474451°
P6	Piscicultura	-5.557414° -38.439169°
P7	Margens do perímetro Irrigado	-5.560289° -38.466839°

Fonte: Autor.

Em relação às observações de campo, os pontos P1 e P2 foram caracterizados como pontos de entrada. O P1 representa entrada fluvial Rio Jaguaribe e o P2 representa outro

braço do reservatório, receptor de outras drenagens circunvizinhas ao reservatório, no caso o Riacho do Sangue. Os pontos P3, P4 e P7 foram localizados próximos à Península do Curupati que compreende a região próxima ao perímetro irrigado e que está mais vulnerável a receber cargas provenientes da agricultura. O P5 foi caracterizado como o ponto mais próximo à atividade da piscicultura, apresentando potencial de receber diretamente os impactos dessa atividade.

3.4.2 Coleta e análises químicas do sedimento

A coleta do sedimento em cada ponto foi realizada com auxílio de uma draga tipo Van Veen (FIGURA 10). O sedimento foi armazenado em saco plástico e mantido refrigerado até a chegada ao laboratório para realização das análises de matéria orgânica (MO), metais (Cu, Zn, Al e Fe), fósforo e nitrogênio total, conforme descrito a seguir.

Figura 10 – Coleta de sedimento de fundo com auxílio da draga tipo Van Veen, ao longo do reservatório Castanhão



Fonte: Autor.

a) Matéria orgânica

Para determinação do conteúdo de matéria orgânica, as amostras de sedimento foram secas em estufa a aproximadamente 60 °C e maceradas. Em seguida, os cadinhos utilizados na pesagem dos sedimentos foram colocados em mufla a aproximadamente 300 °C para retirar a umidade, pesados e suas respectivas massas anotadas. Aproximadamente 2 g de sedimento foram queimados em mufla a uma temperatura de aproximadamente 450 °C por 12 h. Posteriormente, as amostras foram pesadas para determinação da quantidade de massa queimada, correspondente à matéria orgânica presente. Este método gravimétrico é descrito por Strickland e Parsons (1972).

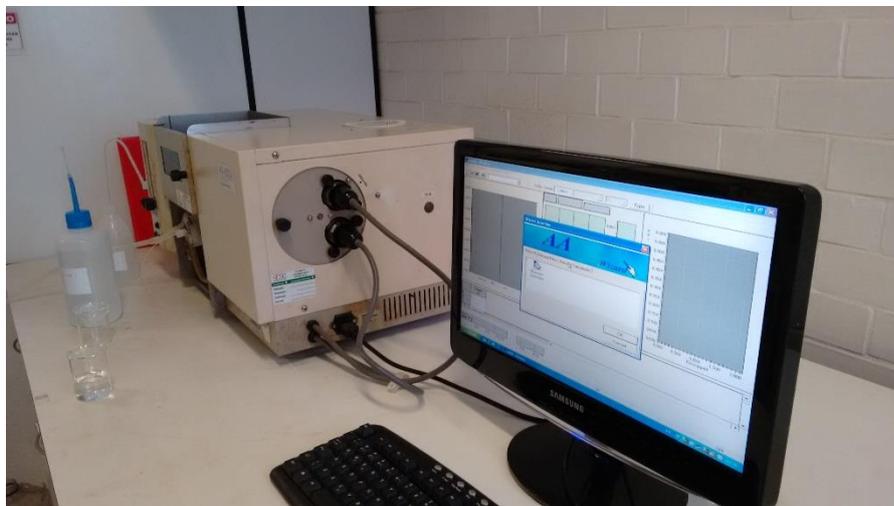
(b) Nitrogênio e fósforo total

Os teores de N total foram determinados pelo método semimicro Kjeldahl, adaptado de Cantarella e Trivellin (2001) que se baseia na destilação e arraste de vapores. Para a quantificação de fósforo total no sedimento superficial foi utilizada metodologia sugerida por Berner e Rao (1994) e determinado por espectrofotometria na faixa de luz visível, comprimento de onda 885 nm.

c) Metais no sedimento

Foi pesado em duplicata 0,5 g do sedimento e digerido em forno microondas MarsXpress marca CEM para a determinação das concentrações de metais Fe, Al, Zn e Cu pelo método de digestão em água-régia (USEPA, 1998, AGUIAR *et al.*, 2007). A quantificação dos teores de metais foi por espectrofotometria de absorção atômica (FIGURA 11).

Figura 11 – Espectrofotômetro de chama utilizado para leitura de metais analisados nos sedimentos



Fonte: Autor.

Após realizada análise dos metais foi calculado o Fator de Enriquecimento (FE). Para o cálculo do fator de enriquecimento foi utilizado o teor de alumínio para normalizar as concentrações dos outros elementos metálicos nos sedimentos de fundo, solos e solo erodido. Os valores de recuperação dos metais para extração utilizando metodologia ISO 11.466 (ISO, 1995) por AAS foram testados utilizando-se material de referência certificado NIST1646a e LGC6187 para sedimentos e solos, respectivamente.

Para maioria dos metais foi verificada recuperação acima de 70%, exceto para alumínio. Isso é devido a extração ser parcial, ou seja, pseudototal, na qual a fração ligada aos aluminossilicatos não é retirada. Todavia, para estudos ambientais, apenas sua biodisponibilidade tem-se mostrado eficiente no entendimento geoquímico, o que é corroborado por Aguiar, Marins e Almeida (2007).

d) Fracionamento da Matéria Orgânica

O fracionamento da matéria orgânica foi realizado por meio da metodologia descrita em Mendonça e Matos (2005). O princípio do método baseia-se na solubilidade das substâncias húmicas (Ácidos Húmicos, Ácidos Fúlvicos e Humina) em meio alcalino e/ou ácido.

3.4.3 Análises químicas da água do reservatório

Para avaliação dos parâmetros químicos nas águas superficiais do reservatório, foram realizadas coletas em duplicata nos pontos amostrais de água. As coletas foram feitas com auxílio da garrafa de Van Dorn horizontal e as amostras foram transferidas para garrafas de polietileno (FIGURA 12).

Figura 12 – Coleta de água com auxílio da garrafa de Van Dorn nos pontos amostrais ao longo do Castanhão



Fonte: Autor.

As amostras de água para análises de Clorofila-a foram armazenadas em garrafas plásticas foscas de 2L, com intuito de impedir a incidência de luz e, conseqüentemente, a alteração das concentrações originais de clorofila. Em seguida, em campo, as amostras foram filtradas com uso de filtro Ap40 45 mm de diâmetro, o volume foi anotado e os filtros foram

guardados no interior de tubos falcon de 15 mL, enrolados em papel alumínio. Todo o procedimento ocorreu de acordo com a metodologia estabelecida pela ISO 10.260.

As amostras de fósforo dissolvido foram obtidas da filtração para clorofila, armazenadas em garrafas de vidro âmbar 100 mL e mantidas refrigeradas até a chegada ao laboratório para a determinação final das frações. As amostras de água para análises de fósforo total foram imediatamente congeladas em garrafas de vidro 100 mL após a coleta.

Estas garrafas foram previamente lavadas em solução de ácido clorídrico (HCl) 10%, enxaguadas com água deionizada e etiquetadas. No campo, estas garrafas foram rinsadas vigorosamente com água do local, acondicionadas em caixas térmicas de gelo, seguindo a metodologia de análise descrita pela APHA (2005). Nas amostras de água foram analisados fósforo total (PT), fósforo dissolvido reativo (PR), nitrato (NO_3^-), amônio (NH_4^+) e nitrogênio total (NT).

As amostras de água foram filtradas em filtros Millipore AP40 utilizando bomba de vácuo. Os filtros foram previamente lavados com HCl 10%, secos por 12 h a 60 °C, e pesados. Seguida a filtração, os filtros foram secos em estufa a 60 °C e pesados em balança analítica para obtenção do peso do material particulado em suspensão (MPS).

Para análise de amônio (NH_4^+) foi utilizada a metodologia de Koroleff (1976), em que o nitrogênio amoniacal é oxidado por hipoclorito de sódio e fenol, em solução moderadamente alcalina, catalisada por nitroprussiato de sódio.

Para determinação de nitrato (NO_3^-) foi utilizado o método de Muller e Widemann (1955). Para fósforo dissolvido reativo foi aplicada a metodologia segundo Murphy e Rilley (1962). Nitrogênio Total e Fósforo Total foram determinados segundo a metodologia de Valderrama (1981). Nessa metodologia a digestão realizou-se com persulfato de potássio a 124 °C. Após a digestão em autoclave as amostras foram fracionadas para determinação de nitrogênio e fósforo de acordo com os procedimentos descritos para nitrato (MULLER; WIDEMANN, 1955) e fósforo reativo solúvel (MURPHY; RILLEY, 1962), respectivamente.

Com base nas concentrações de clorofila e fosforo total foi realizado cálculo do Índice de Estado Trófico (IET) seguindo metodologia proposta por Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013).

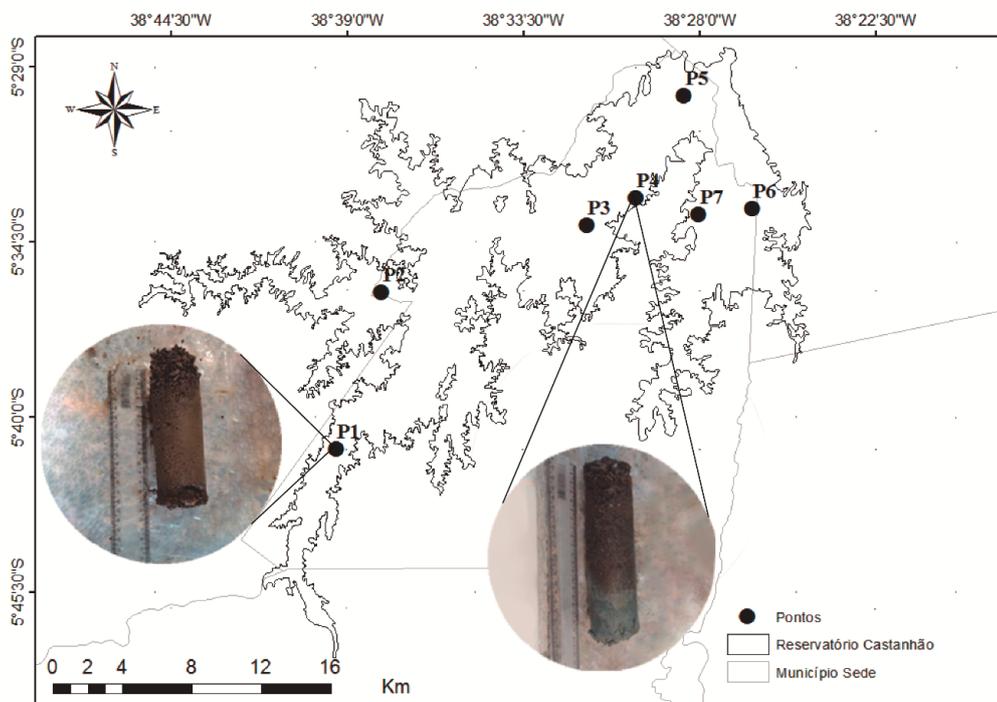
3.4.4 Aquisições dos parâmetros físico-químicos da água

A aquisição de dados de oxigênio dissolvido (OD), temperatura (T) e condutividade elétrica (CE) foi por meio de uma sonda multiparâmetros YSI portátil modelo 85. Os dados pH foram obtidos por meio de um pHmetro digital Metrohm modelo 826 com eletrodo combinado de Ag/AgCl.

3.5 TAXA DE SEDIMENTAÇÃO

A taxa de sedimentação foi estimada por meio da coleta de perfis. Os perfis coletados são apresentados no mapa (FIGURA 13) que representam a entrada fluvial principal do reservatório, Rio Jaguaribe e nas áreas adjacentes ao perímetro irrigado correspondente ao ponto quatro (P4) monitorado neste estudo.

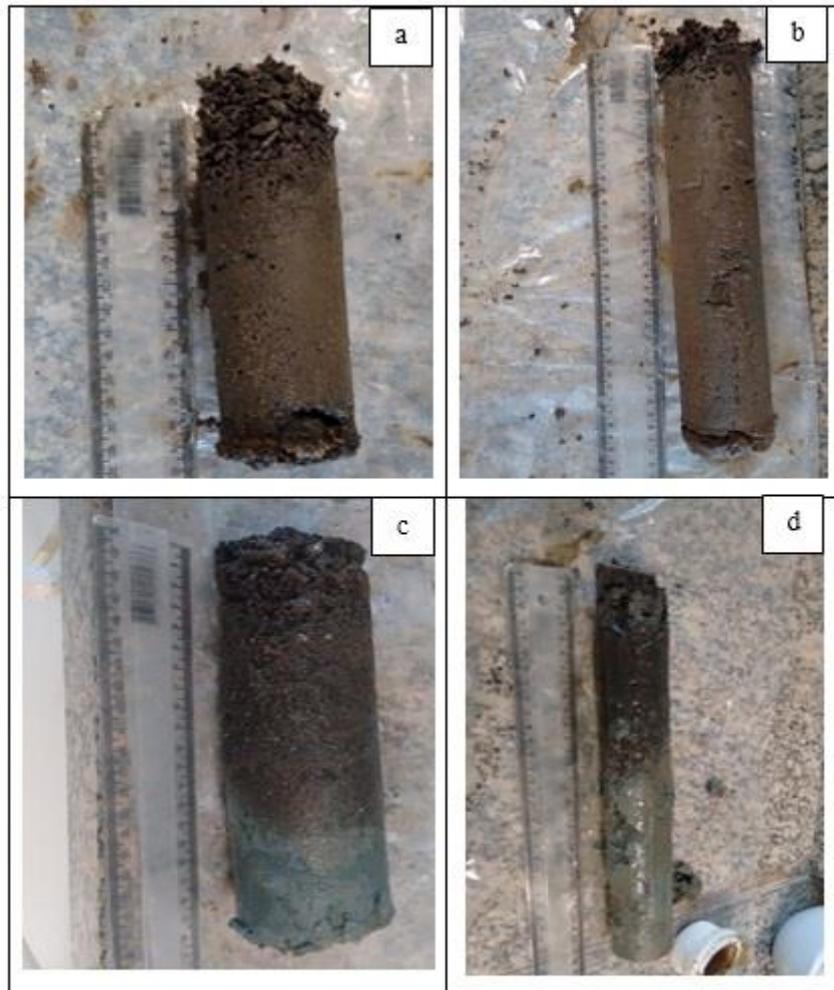
Figura 13 – Perfis coletados na entrada do Rio Jaguaribe (P1) e nas margens do perímetro irrigado Curupati (P4)



Fonte: Autor.

Foram coletados e analisados quatro (4) perfis (FIGURA 14), dois na entrada e dois nas proximidades do perímetro irrigado (FIGURA 15).

Figura 14 – Perfis coletados no reservatório Castanhão a) Perfil 1; b) Perfil 2; c) Perfil 3 e d) Perfil 4, perfis 1 e 2 na entrada do reservatório e perfis 3 e 4 na área adjacente à área irrigada



Fonte: Autor.

Figura 15 – Área de coleta de perfil nas proximidades do Perímetro Irrigado Curupati correspondente ao ponto 4 de avaliação no entorno do reservatório Castanhão



Fonte: Autor.

A coleta dos perfis foi feita com auxílio de tubos de acrílico que foram introduzidos no sedimento com intuito de obter o perfil vertical (testemunho) da sedimentação ocorrida durante os anos após a inundação.

O valor da taxa de sedimentação (cm ano^{-1}) foi obtido por meio da relação entre a profundidade do perfil e os anos de inundação. O reservatório Castanhão foi inundado no ano de 2004 (DNOCS, 2016), totalizando assim 12 anos de aporte e sedimentação ocorrida.

Após a coleta em campo, os perfis foram levados para o Laboratório de Manejo do Solo da Universidade Federal do Ceará, seccionados a cada um centímetro e em cada camada obtida, foi determinada a umidade.

Além desse parâmetro foram realizadas análises químicas de MO, PT, NT e os metais Cu, Zn, Fe e Al. As metodologias de determinação dos parâmetros químicos seguem mesmo procedimentos utilizados nos sedimentos de fundo do reservatório (Tópico 3.4.2).

Essas determinações visam o entendimento de suas relações geoquímicas e aportes ocorridos, de forma a favorecer o entendimento das cargas provenientes de fonte natural ou

antrópica ocorridas na entrada do reservatório e nas áreas com proximidade à agricultura ali desenvolvida.

3.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

O processamento e integralização dos dados foram realizados por meio de técnicas de análise multivariada, aplicando a componente principal e análise de agrupamento hierárquico, com auxílio do pacote estatística Statistica 8.0 e do software Assistat (SILVA, 2016). Todos os parâmetros analisados na água e no sedimento foram agrupados entre si e analisados. Além desses tratamentos estatísticos foi realizada estatística descritiva e correlação linear entre os teores de nutrientes na água, sedimento e os teores encontrados no sedimento das parcelas de erosão, construindo matrizes de correlação utilizando como instrumento o coeficiente de Pearson (r) com o intuito de verificar associação de uso e qualidade de água tanto do ponto de vista espacial como sazonal.

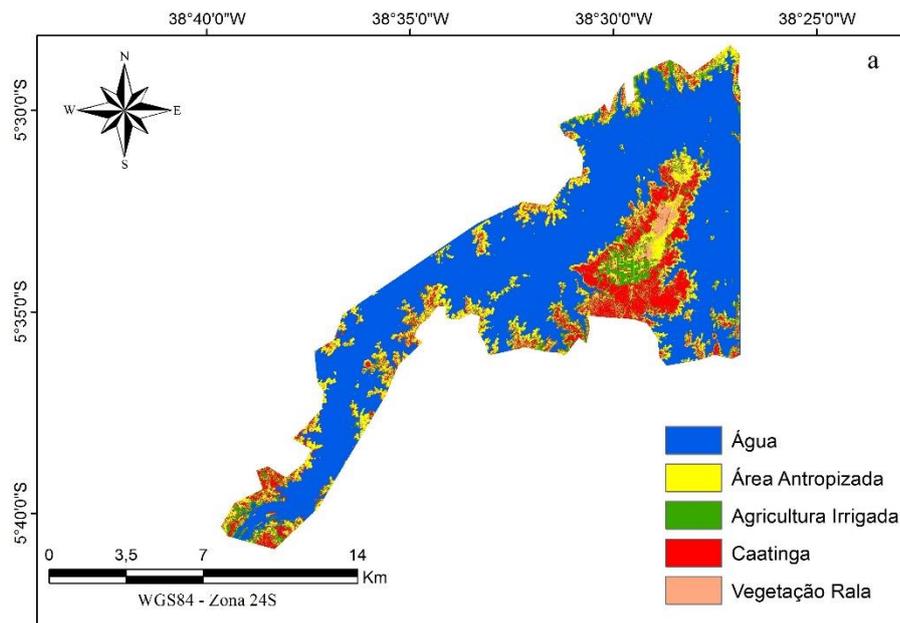
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

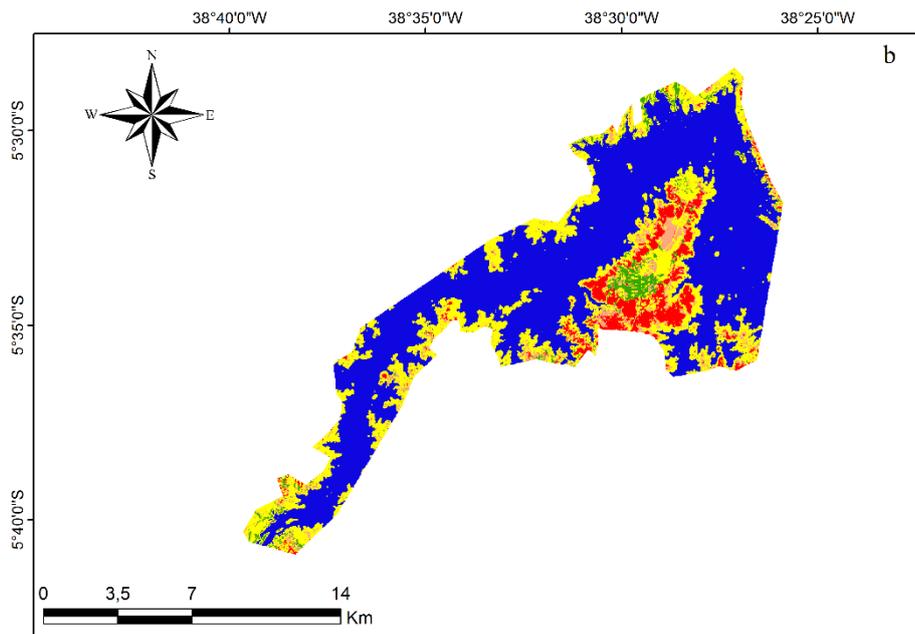
4.1 IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DAS PRINCIPAIS ATIVIDADES NO ENTORNO DO RESERVATÓRIO

4.1.1 Avaliação espacial e espectral do uso e ocupação do solo no entorno do reservatório Castanhão

Para demonstrar as potencialidades da utilização do método MaxVer na análise do uso e ocupação do solo, foram selecionadas diversas classes de uso e ocupação do solo sobre as imagens apresentadas na Figura 15, onde verifica-se a classificação nas cenas Wordview-2 e Landsat-8, respectivamente.

Figura 15 – Mapas de uso e ocupação do solo, cenas WordView-2 (a) e Landsat-8 (b)





Fonte: Autor.

Essa classificação espectral apresenta intrinsicamente heterogeneidade presente no entorno do Reservatório Castanhão. Vale salientar que na Figura 15b foi aplicado recorte aproximado da área da imagem WordView-2 (15a), visando melhorar a percepção e discussão das classes. No que diz respeito à qualidade da classificação, foi possível verificar pela Exatidão Global que a melhor acurácia de classificação foi obtida para os dados do sensor WordView-2 com 99,0%, enquanto que na imagem Landsat-8 foi de 90%.

No mapa de uso e ocupação com a cena WordView-2 (FIGURA 15a) foram obtidas com a pós-classificação as seguintes informações: 109,2 km² para classe água; 21,12 km² para áreas antropizadas; 11,47 km² para agricultura irrigada; 19,85 km² para Caatinga e 4,17 km² para vegetação rala. Já no mapa com a cena Landsat-8 (FIGURA 15b), representando a classificação com menor acurácia, foram obtidas as seguintes informações: 111,60 km² para a classe água; 43,64 km² para áreas antropizadas; 4,4 km² para agricultura irrigada; 10,32 km² para Caatinga e 9,06 km² para vegetação rala. Na cena Landsat-8 houve superestimativa de 22,5 km² para a classe antropizada, o que está associado à resolução da imagem.

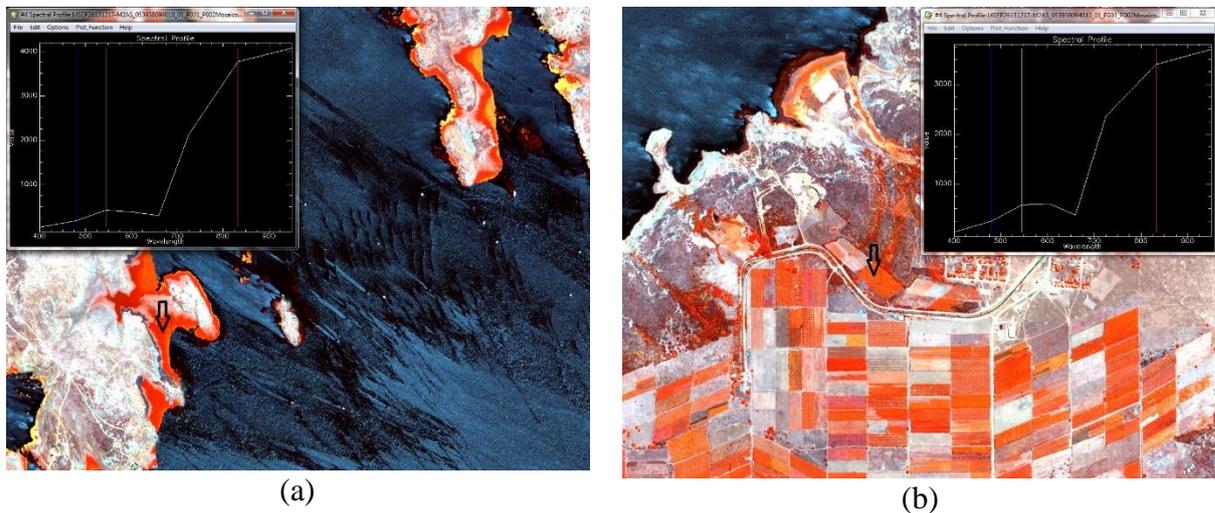
A imagem da classe Caatinga tem aspecto rugoso e engloba a vegetação de porte mais elevado, representando as Áreas de Preservação Permanente (APP) identificadas nas regiões que circundam a Península do Curupati. Quanto à resposta espectral da referida classe, foi verificada baixa reflectância na faixa do Infravermelho (NR1/Banda7) quando comparada com a classe Agricultura Irrigada. Essa baixa reflectância foi favorecida por uma característica típica do Bioma Caatinga que é o mecanismo caducifólio da vegetação, típico do período de estiagem, equivalente ao período da seca.

Variações na determinação de áreas com cobertura vegetal podem estar associadas à dinâmica climática, especificamente em relação aos índices pluviométricos do ano de aquisição e antecedente à tomada das imagens, ou seja, a escolha de imagens de satélite é influenciada pela sazonalidade. Esse fato é reforçado por Huxman *et al.* (2004) que afirmam que a sazonalidade climática influencia a fenologia da vegetação com períodos de maior produtividade vegetal na estação chuvosa, quando são registrados maiores valores do índice de vegetação; já na estação seca ocorre o contrário.

A classe Agricultura Irrigada foi representada por áreas agrícolas irrigadas, sendo caracterizada na imagem por polígonos de lados bem definidos. A presença de solo exposto nesses polígonos está associada ao preparo do solo pelo sistema convencional, que consiste no revolvimento de camadas superficiais com exposição do solo sem vegetação. Todavia, verificou-se essa classe, por semelhança espectral, em regiões típicas de vazantes e/ou de espécies macrófitas.

Observa-se nas áreas próximas à piscicultura forte resposta no infravermelho, isso pode ser explicado pela eutrofização, fenômeno favorecido pela carga intensa de nutrientes proveniente do processo de produção da piscicultura (OLIVEIRA *et al.*, 2015; PEREIRA *et al.*, 2012). Esse resultado é corroborado por Silva *et al.* (2013) que, avaliando a clorofila pelo método DT, verificaram que as áreas próximas aos tanques redes (piscicultura) apresentam maiores concentrações de clorofila, observado pela semelhança do perfil espectral na imagem tomada nos dois usos (FIGURA 16a e 16b).

Figura 16 – Áreas com semelhante resposta espectral (RGB732) próximas à piscicultura (a) e à área irrigada (b)

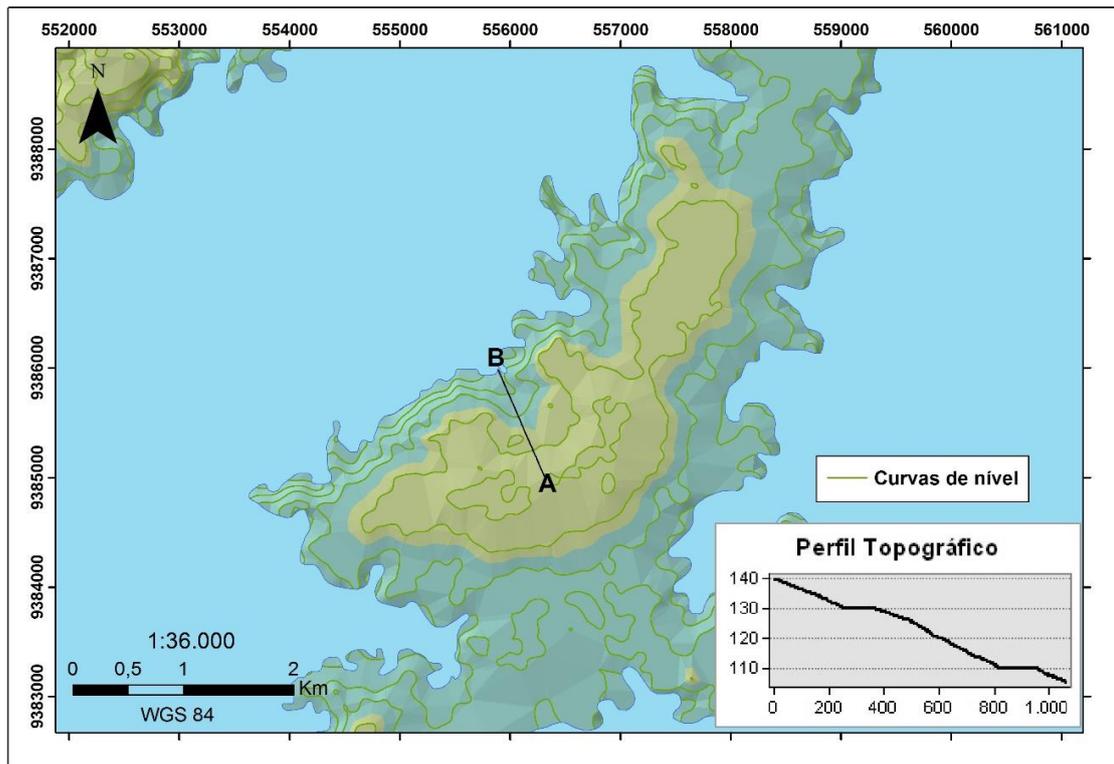


Fonte: Autor.

A maior acurácia no sensor WorldView-2 pôde ser percebida por meio da identificação de algumas feições que não são possíveis de ser identificadas na imagem Landsat-8. Por exemplo, ao observar a Figura 16, verifica-se que a classificação na imagem de melhor resolução espacial foi determinante na identificação de áreas propensas a maiores carregamentos de nutrientes e metais provenientes das áreas agrícolas irrigadas. Isso é confirmado pelo aspecto vermelho (Banda 7-NIR1/Infravermelho Próximo) que destaca o vigor da vegetação, possivelmente associado aos nutrientes (fertilizantes e materiais orgânicos) provenientes da área produtiva irrigada.

Com o intuito de confirmar o escoamento superficial na área destacada, foi aplicado o *layer* SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) na imagem. Observa-se também na Figura 17 uma superfície côncava demarcada na cena pelas curvas de níveis topográficas, significando uma declividade que favorece o escoamento para dentro do reservatório.

Figura 17 – Feições de escoamento superficial com curvas de nível nas proximidades do Perímetro Irrigado Curupatí (composição RGB732), cena sensor WordView-2, letras A e B indicam traçado do perfil



Fonte: Autor.

No sensoriamento, índices de vegetação são utilizados para realçar o comportamento espectral da vegetação presente na imagem, correlacionando-se com os aspectos biofísicos como biomassa, Índice de Área Foliar (IAF), vigor da vegetação, cobertura do solo, atividade fotossintética, dentre outros aspectos. Esses índices normalmente são utilizados para caracterizar a presença de vegetação fotossinteticamente ativa na superfície, bem como sua distribuição espaço-temporal a qual é inerente às condições climáticas e aos ciclos fenológicos anuais.

Vale salientar que a feição de escoamento (FIGURA 15a e FIGURA 16) somente foi perceptível porque a cena foi obtida em período de estiagem. Possivelmente essa feição não seria notada caso a avaliação tivesse sido realizada apenas do período chuvoso, o que

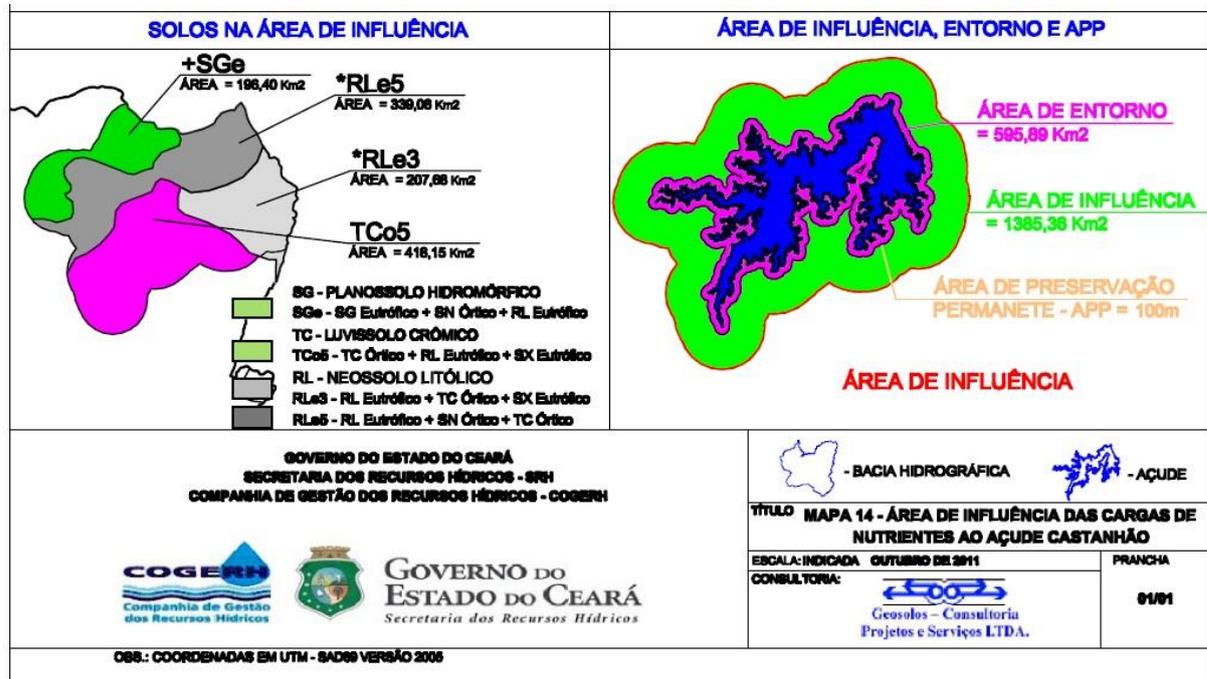
reforça o fato de que a avaliação por meio de série histórica, mesmo com sensores de menor resolução, é importante na identificação de alvos. Sano *et al.* (2002), avaliando condições de degradação, observaram que na estação chuvosa foi verificada confusão espectral, enquanto essa mistura foi reduzida na época seca. Portanto, o período sazonal da cena foi decisivo na identificação da ROI's da classe caatinga, haja vista que ela estava em período de estiagem que favorece baixos índices na zona do verde e/ou infravermelho.

Com aplicação do SRTM foi possível verificar que o relevo é contundente ao carreamento de materiais. Essa observação é importante na escolha de pontos para avaliação de aporte de cargas provenientes de usos no entorno do reservatório, principalmente quando o objetivo é avaliar o possível impacto de áreas agrícolas e/ou fontes pontuais e não pontuais do entorno na qualidade do reservatório. Essas informações também são úteis no momento de adoção de práticas conservacionistas que têm como propósito diminuir a erodibilidade do solo e, conseqüentemente, aumentar a infiltração de água no solo e reduzir o escoamento superficial.

Essa feição de escoamento não é verificada na cena Landsat-8 devido à menor resolução espacial (30 m) que torna a imagem imprópria para estudos que exigem detalhada representação do uso do solo. No entanto, isso não inviabiliza a cena de menor resolução para estudos de grandes áreas.

Outro ponto relevante concernente à observação da feição apresentada na Figura 16 é a funcionalidade da APP (Área de Preservação Permanente), representada pela mata ciliar. A Área de Preservação Permanente (APP) é definida como uma área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012). Para o reservatório em questão essa APP é de 100 m (Figura 18).

Figura 18 – Áreas de delimitação de influência de cargas de nutrientes, de APP e entorno definidas no Inventário Ambiental do Castanhão



Fonte: CEARÁ (2011).

Dada a função da APP, pode-se verificar na cena que, apesar da faixa mínima ter sido mantida (100m), haja vista que nas imagens verifica-se faixa (*buffer*) com mais de 500m de vegetação Caatinga, a retenção de sedimentos não foi efetiva, indicando que a largura da mata ciliar não é suficiente para reter todo o material proveniente dos usos da terra no entorno do reservatório. Assume-se que os usos estão sendo mal dimensionados e/ou monitorados de forma a afetar a capacidade de suporte do reservatório, havendo a necessidade de estudos nesse aspecto.

Andrade e Cavalcante (2014) verificaram no rio Jaguaribe que as margens com presença de vegetação apresentaram menores volumes erodidos quando comparados com as margens não vegetadas. Andrade (2016), ao avaliar os processos de erosão das margens do rio Jaguaribe concluiu que o principal agente atuante na erosão das margens do trecho do rio foi ação das águas das chuvas. Erosão em regiões semiáridas pode ocorrer de três formas que podem ser minimizadas ou intensificadas, pois os reservatórios podem reduzir a erosão das

margens no período chuvoso, devido à redução das vazões ou intensificadas passando a ocorrer em outros períodos do ano, decorrentes da liberação de água.

A classe Vegetação Rala engloba, em sua maioria, a vegetação herbácea e também a área de pecuária. Esta é a classe de maior vulnerabilidade antrópica, podendo passar a pertencer a outras classes de uso. Essa vulnerabilidade está associada aos níveis de degradação, o que é confirmado por dados do IBGE (2015) que indicam que, do total de pastagens plantadas, 9,6% foram declaradas degradadas, com maior percentual na região nordeste. Foi confirmado neste estudo, pois a classe de vegetação rala apresentou maior confusão espectral em nível de classificação de uso e ocupação do solo.

No que diz respeito à classe Antropizada, os ROI's foram escolhidos em áreas com alta reflectância espectral que são comuns às áreas onde não há cobertura vegetal. São exemplos: áreas desmatadas, estradas, aglomerados urbanos e área de expansão urbana, solo exposto, entre outros. Cabe salientar que as áreas para uso da pecuária, dependendo do período e do nível de degradação, podem ser identificadas como áreas antropizadas.

4.1.2 Comparação Decision Tree (DT) e MaxVer

Com objetivo de obter-se análise comparativa entre as cenas, foi realizada análise de outra técnica de classificar alvos. Segundo Mahesh e Mather (2003) as DT's surgiram como método alternativo em imagens de alta resolução espacial, podendo fornecer melhor precisão do que a classificação por máxima verossimilhança.

A eficácia da DT é corroborada pela maior Exatidão Global verificada na cena WordView-2 quando aplicado a DT, que apresentou 81% de exatidão comparados com 18% na cena Landsat-8. Vale salientar que essa baixa exatidão verificada na Landsat está associada também a áreas não classificadas que o método não conseguiu distinguir. Na Tabela 3 são apresentados os dados de área para as classes identificadas, de modo que essas podem ser comparadas.

Tabela 3 – Distribuição das classes nas cenas WordView-2¹ e Landsat-8² na classificação DT e MaxVer

Classes	Área (km ²)			
	DT		MaxVer	
Água	¹ 112,73	² 118,33	¹ 109,2	² 111,6
Área Antropizada	26,66	11,8	21,12	43,64
Área Irrigada	2,08	0,5	11,47	4,4
Caatinga	14,8	24,4	19,85	10,32
Vegetação Rala	9,61	6,05	4,17	9,06
Total	165,8	161,0	165,8	179,0

Fonte: Autor.

Quando comparado, por meio da acurácia, ao MaxVer, o DT apresentou maior eficácia na discriminação de alvos agrícolas, classe essa que foi superestimada pelo MaxVer. O algoritmo DT permitiu melhor detalhamento, o qual resultou em melhor definição na classificação de áreas irrigadas, especialmente na exclusão de áreas com semelhanças espectrais mas que, de fato, não são áreas irrigadas, pois conforme citado anteriormente, áreas irrigadas apresentam simetria, o que permite concluir que o MaxVer tende a superestimar a classe área irrigada.

A superestimativa é reforçada quando se compara as áreas em km² obtidas em ambas as cenas. Enquanto que na cena MaxVer (TABELA 3) foram observados 11,47 km² de áreas irrigadas na classificação pelo método DT foram obtidos apenas 2,08 km². Essa informação é validada pelo levantamento realizado pela SDA (Secretaria de Desenvolvimento Agrário do Ceará) que constatou 4,47 km² de áreas agricultáveis e 1,68 km² em produção no perímetro irrigado (CEARÁ, 2015). Para quantificar áreas agrícolas irrigadas, foi observado que o método DT também apresentou resultado mais realístico.

Portanto, quando o objetivo for detalhamento, a classificação DT é o melhor método para identificação e quantificação de áreas agrícolas. Essas informações geradas podem ser usadas em modelos que requerem descrição detalhada de uso da terra, como, por exemplo, estudos de degradação.

Zang *et al.* (2015) corroboram a afirmação anterior, pois, trabalhando com classificação de uso do solo, os autores verificaram que na DT a precisão é ligeiramente maior quando comparada com o método de classificação baseado em SVM (Suporte Vector

Machine). A DT é utilizada de forma variada, Punia; Joshi e Porwal (2011) trabalharam com dados sazonais (três estações) e identificaram 13 classes com kappa geral de 91,81%. Na classe plantio, os autores encontraram índice de 100%. Ainda no tocante às práticas agrícolas, cada vez mais o uso de informações espaciais é necessário. Sorel *et al.* (2010) verificaram que a DT provou ser melhor em reproduzir a distribuição espacial de culturas.

No tocante à cena Landsat, verificou-se que o algoritmo não conseguiu distinguir todas as classes de uso e ocupação ficando áreas sem serem classificadas. Isso pode ser atribuído à resolução do pixel, haja vista ser uma imagem de menor resolução espacial. Isso não inviabiliza a utilização da cena Landsat na identificação de alvos por meio do classificador DT, mas com os parâmetros usados no presente estudo sua classificação não refletiu em boa classificação.

Cabe salientar que a utilização do algoritmo DT demanda conhecimento do avaliador, o que pode resultar na influência idiossincrática do especialista durante a definição dos parâmetros “limiares” inerentes ao algoritmo. Por outro lado, a possibilidade de inserção de faixas espectrais explicitamente, diretamente do conhecimento *in situ*, sem qualquer mecanismo adaptativo, elimina possíveis idiossincrasias dos algoritmos de aprendizagem.

Com a experiência adquirida neste trabalho, como alternativa para aperfeiçoar o método e contornar ou reduzir a possível influência idiossincrática, sugere-se a prospecção da realidade *in situ* e respectivos experimentos de classificação no sentido de “sintonizar” o algoritmo sobre áreas bem conhecidas, e, num segundo momento, aplicar o método contemplando maior abrangência.

Este estudo, incluindo o desenvolvimento da metodologia mostrou-se ser importante haja vista que o entendimento dos processos observados e das técnicas empregadas deve gerar importantes referências para outras regiões semiáridas do planeta, bem como para a gestão dos recursos hídricos, devendo ser usadas como subsídio na adoção de práticas e políticas públicas mitigadoras.

Embora tenha sido realizado um estudo de caso apenas no reservatório Castanhão, foi possível verificar grande potencial das imagens na alocação de pontos para estudos ambientais e aplicabilidade em outras regiões do semiárido. Além do que os mapas aqui podem ser usados em *inputs* para modelagem de risco de erosão que requerem informação quanto ao fator C (uso do solo).

4.1.3 Diagnóstico do uso da terra a partir de levantamento censitário e questionário com agricultores

No levantamento realizado junto ao IBGE foi constatado que dentre as principais atividades agropecuárias dos municípios inseridos bacia do Médio Jaguaribe, destacam-se as criações de bovinos, aves e ovinos na pecuária, enquanto que na agricultura destacam-se as culturas de feijão e milho.

Os agricultores regionais têm trabalhado na produção de diversas culturas, sendo elas anuais, perenes e semi-perenes. Entre as anuais produzidas estão o feijão, o milho, o algodão herbáceo, a batata doce e a fava. Já entre as perenes e semi-perenes, são produzidas como culturas perenes o caju, a goiaba, a laranja, o limão e a manga; como culturas semi-perenes estão a banana, o mamão, a mandioca, a mamona e a cana de açúcar. Na produção de anuais, as culturas que no ano de 2013 obtiveram maior produção foram o feijão e o milho. Já entre as semi-perenes e perenes, as culturas da banana (cacho) e do caju (castanha) foram as mais produzidas no mesmo ano.

No entorno do açude Castanhão há plantio das mais variadas espécies agrícolas de cultivos anuais, perenes e semi-perenes. Tais culturas podem influenciar positiva ou negativamente na erodibilidade dos solos, e conseqüentemente, na poluição do reservatório hídrico. As culturas anuais, por exemplo, podem apresentar elevado grau de infestação de gramíneas invasoras que, apesar de competirem por nutrientes, podem influenciar positivamente reduzindo a erosão do solo provocada por mudanças em sua estrutura (COGO *et al.*, 2003).

A influência positiva de gramíneas invasoras reduzindo a erosão do solo em áreas de cultivo de anuais ocorre porque essas gramíneas apresentam sistema radicular fasciculado, com mais ramificações e melhor distribuição no solo, favorecendo as ligações entre agregados, podendo ser usadas para recuperação da estrutura de solo em áreas que sofreram com a degradação (WOHLENBERG, 2004). É relevante também ressaltar a proteção que o solo terá com o aparecimento destas gramíneas, o que contribuirá com a diminuição do potencial erosivo do solo. Por outro lado, as culturas anuais podem deixar os solos mais susceptíveis à erosão devido à constante demanda de manejo do solo ao longo do ano (RANIERI *et al.*, 1998).

Já culturas perenes, por sua vez, são de grande interesse para áreas degradadas. Elas representam uso menos intensivo da terra por necessitarem de menor uso anual de operações no preparo do solo e por serem culturas que possuem necessidade anual de poda, o que ocasiona cobertura vegetal e a presença de resíduos orgânicos em maiores proporções para proteção do solo ao longo do ano (VITTE; VILELLA FILHO, 2006).

Dentre os municípios da bacia hidrográfica do Médio Jaguaribe, há algumas culturas que independente da produção, se destacam por estarem sendo cultivadas em todos os municípios, como é o caso do feijão, da castanha de Caju e da banana (TABELA 4).

Tabela 4 – Produção das culturas em maior número de municípios da Bacia do Médio Jaguaribe

Cidades	Banana	Feijão	Castanha de
	(Mg)		Cajú
Alto santo	535	161	320
Dep. Irapuan Pinheiro	20	270	4
Iracema	6	25	5
Jaguaretama	158	187	31
Jaguaribara	36	136	31
Jaguaribe	71	563	12
Milhã	26	396	6
Pereiro	238	70	12
Solonópole	20	856	1
Total	1110	2664	422

Fonte: IBGE (2013).

Na bacia tributária do reservatório Castanhão existem dois perímetros irrigados, que são o do Curupati (Jaguaribara) e Novo Alagamar (Jaguaretama) (SDA, 2016). Foi escolhido o perímetro irrigado do Curupati para estudos mais aprofundados dos riscos de degradação do solo e da água na bacia hidrográfica. A escolha foi baseada na produção agrícola do perímetro e da cidade em que esse está localizado, de modo que o mamão e a goiaba foram identificados como as culturas de produção mais expressiva (TABELA 5).

Tabela 5 – Comparativo da produção de Goiaba e Mamão no município de Jaguaribara e o Perímetro Irrigado de Curupati, por meio de dados da SDA e questionários

Culturas	Jaguaribara (Mg)	SDA	Questionários
		Curupati (Kg)	Curupati (Nº de Produtores)
Goiaba	2.000	1.519.398	11
Mamão	1.800	430.000	8

Fonte: IBGE (2013); Secretaria de Desenvolvimento Agrário do Ceará (SDA) (2016).

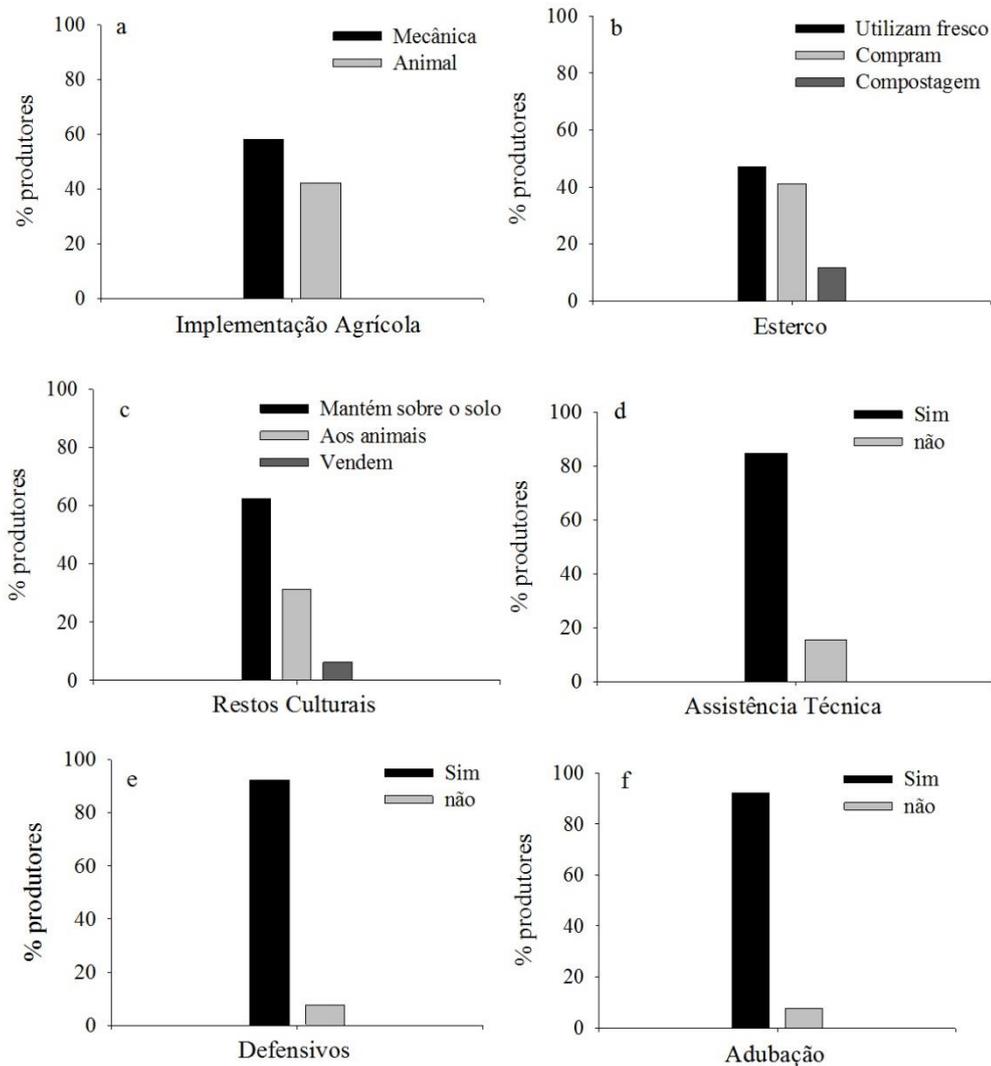
Para os agricultores que estão no perímetro Curupati, foi aplicado questionário visando obter melhor conhecimento do uso da terra e fazer inferências sobre o manejo a ser adotado. A pesquisa foi realizada com 13 agricultores, sendo que na ocasião apenas um ainda trabalhava com agricultura de sequeiro, produzindo as culturas do feijão e do sorgo. Todavia, a agricultura de sequeiro não é mais desenvolvida, pois todos passaram a utilizar a irrigação para a produção agrícola no Projeto Curupati Irrigação. Os 13 produtores representam 18% de todos agricultores em atividade no perímetro.

No tocante ao uso do fogo, os produtores relataram que utilizaram na área apenas para o desmatamento. O uso do fogo, como bem conhecido, reduz a fertilidade do solo pela destruição da matéria orgânica e quebra da estrutura do solo superficial a longo prazo, pois logo depois da queima há pronta disponibilização de nutrientes nas cinzas e esses nutrientes são lavados após a ocorrência das primeiras chuvas. Essas cinzas são irrelevantes, pois associada ao fogo perdem-se toneladas de matéria orgânica (em média 18/t/ha) que iriam enriquecer o solo (ARAÚJO FILHO, 2013). Todavia, esse manejo não é mais adotado há algum tempo, isso indica que a fertilidade do solo pode ter se recuperado decorrente da resiliência do sistema.

O cultivo tem sido feito com o auxílio de implementos agrícolas, tanto com tração animal como com tração mecânica (FIGURA 19a). O trator utilizado na área foi doado pelo Governo Federal (SDA, 2015) para que os agricultores pudessem ser auxiliados do preparo do solo até a colheita. O cultivo por tração mecanizada possibilita ao agricultor facilidades e benefícios da semeadura à colheita, mas o contínuo uso da mecanização pode causar mudanças nas características físicas do solo. Sendo assim, o agricultor deve sempre utilizar práticas que minimizem o impacto da mecanização sobre o solo (CERUTTI; CALVO; BRUUN, 2014). O uso de tração animal também pode ser prejudicial ao solo, devido à

compactação por pisoteio que pode resultar em compactação adicional do solo, diagnosticada geralmente pelo aumento de resistência do solo à penetração (RP) (CONTE *et al.*, 2008).

Figura 19 – Resultado do questionário aplicado para os agricultores do perímetro irrigado Curupati



Fonte: Autor.

Os restos culturais, em sua maioria são ofertados aos animais e mantidos sobre o solo. Nas áreas irrigadas os restos culturais e o esterco são usados de formas distintas pelos agricultores. Na maior parte dos casos eles utilizam aplicando diretamente sobre o solo, poucos incorporam (restos de cultura) ou fazem compostagem (esterco) (FIGURA 19b e

FIGURA 19c). Alguns agricultores vendem os restos de cultura para auxiliar na renda familiar ou disponibilizam aos animais.

O uso dos restos culturais sobre o solo é responsável por parte da disponibilização de nutrientes por meio da matéria orgânica que, conseqüentemente, favorece a estrutura do solo proporcionando maior estabilidade e proteção contra a erosão. A não utilização e reposição de restos vegetais relacionam-se a perdas de solo por erosão devido a menor cobertura vegetal e maior impacto da chuva sobre o solo (OCHOA *et al.*, 2016).

O perímetro dispõe de um técnico agrícola que auxilia no uso correto de adubos minerais e/ou orgânicos e defensivos agrícolas. Para a utilização desses insumos a maior parte dos agricultores afirmou seguir as indicações do técnico, respeitando as recomendações de uso e o tempo correto para cada aplicação (FIGURA 19d).

Os defensivos têm sido usados por quase todos os agricultores (FIGURA 19e). Os efeitos dos defensivos usados na cultura, por muitas vezes, podem não ser benéficos ao solo, à água e, até mesmo, à saúde humana. Uma vez ocorrendo erosão nas áreas cultivadas, esses resíduos de defensivos podem ser carreados e depositados no reservatório hídrico. Portanto, o uso de defensivos deve ser realizado de forma cuidadosa e com critérios, considerando-se, inclusive, o combate à erosão que pode levar moléculas desses produtos aos cursos hídricos. Veiga *et al.* (2006) afirmam que o uso de defensivos agrícolas pode contaminar os solos e os reservatórios hídricos, o que acarretaria em alterações no ecossistema e prejudicaria a saúde do homem.

Já o uso de adubo mineral ou orgânico, por sua vez, está tecnicamente na mesma proporção que a utilização dos defensivos, o que indica que os agricultores estão a buscar conhecer os benefícios dos adubos orgânicos, tais como o melhoramento da estrutura do solo.

Segundo Leite *et al.* (2003), o uso do adubo orgânico é uma importante prática de conservação da qualidade do solo, visto que aumenta a disponibilidade de carbono e nitrogênio do solo, quando comparado à adução mineral. Entre os adubos orgânicos usados pelos agricultores do Curupati, são destacados os restos culturais e o esterco bovino. O esterco tem sido também uma alternativa bastante usada pelos agricultores para adubação.

Souto *et al.* (2005) indicam que com o aumento das despesas na produção com adubação mineral, o uso do esterco cresceu como alternativa de adubação, visto sua fácil disponibilidade e sua melhoria nos atributos químicos e físicos, melhorando a fertilidade do

solo. Pereira *et al.* (2002) reafirmam em seu trabalho que tanto os usos do esterco, como de outros adubos orgânicos, constituem o caminho mais econômico para melhoria das características químicas e físicas do solo.

Todavia, é válido lembrar que os adubos orgânicos (os esterco), mesmo apresentando risco muito baixo de liberar elementos nocivos às plantas quando comparados com as fontes minerais comerciais (fertilizantes), podem liberar elementos químicos e esses podem ser transportados para cursos hídricos causando contaminações, principalmente quando áreas agrícolas estão sujeitas a processos erosivos e as aplicações são realizadas sem critérios técnicos.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS DAS ÁREAS NOS DIFERENTES USOS SELECIONADOS PARA O ESTUDO

4.2.1 Classificação do Solos

De acordo com levantamentos de solos disponíveis na literatura, predominam na bacia do reservatório Castanhão as classes de solos: Luvisolos, Planossolos, Argissolos e Neossolos (CEARÁ, 2011). Leite *et al.* (2003) mencionam que esses solos possuem pouca profundidade e atributos químicos e físicos que facilitam sua degradação por meio da erosão.

Dentre estes solos, os Neossolos Regolíticos têm sido muito usados no cultivo agrícola tradicional, não possuindo manejos com práticas conservacionistas, o que conseqüentemente, contribui para aumentar a erosão (GAFUR *et al.*, 2003). Os solos aluviais (Neossolos Flúvicos) são também muito utilizados na agricultura irrigada, por estarem nas proximidades dos cursos perenizados pelo reservatório (COSTA, 2008).

Apesar dos conhecimentos preliminares sobre os tipos de solos presentes no entorno do reservatório Castanhão, para a realização de estudos dos processos erosivos se faz necessária a classificação dos solos *in situ*, haja vista a escala usada nos levantamentos exploratórios ser muito pequena, dificultando extrapolações. No presente trabalho é importante salientar que, apesar de existirem três usos em estudo, foram abertas apenas duas trincheiras, pois foram realizadas análises de solo preliminares que permitiram identificar que as áreas, mata nativa (MN) e área degradada (AD) possuíam o mesmo tipo de solo. A segunda trincheira, portanto, representa a área irrigada (AI).

Dados dos atributos físicos e químicos dos solos das áreas MN, AD e AI, são apresentadas na Tabela 6. A caracterização morfológica encontra-se no APÊNDICE A.

Tabela 6 – Atributos químicos dos perfis de solo correspondentes as áreas de mata nativa (MN) e área degradada (AD) (Perfil 1) e área irrigada (AI) (Perfil 2) localizados no entorno do reservatório Castanhão, Jaguaribara-CE

	COT	pH	P assimilável	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺
	(g kg ⁻¹)		mg kg ⁻¹		cmol _c kg ⁻¹		
ARGISSOLO VERMELHO AMARELO (Perfil 1)							
Ap	5.8	5.7	12.6	0.5	0.4	0.01	0.02
E	3.3	5.3	5.7	0.4	0.5	0.01	0.01
Bt	2.3	5.2	7.0	0.4	0.5	0.01	0.02
LUVISSOLO CRÔMICO Órtico (Perfil 2)							
A	6.1	6.1	10.4	0.3	0.3	0.01	0.01
E	4.8	5.6	5.6	0.3	0.4	0.01	0.01
IISTL	3.3	6.0	9.6	0.3	0.5	0.01	0.01
IIBt	3.1	4.7	3.1	0.4	0.6	0.01	0.02
IIBC	1.1	5.7	1.4	0.5	0.4	0.01	0.01
IIC							

Fonte: Autor.

Na Figura 20 é apresentada a imagem do perfil do solo que caracteriza as áreas MN e AD. O solo em questão foi classificado como ARGISSOLO VERMELHO AMARELO com presença de B textural, boa drenagem no horizonte A. O segundo perfil é apresentado na Figura 22 e ilustra o solo da área irrigada (AI). O solo em questão foi classificado como LUVISSOLO CRÔMICO Órtico com presença de camada de impedimento próxima à superfície (60 cm).

Figura 20 – Perfil correspondente às áreas mata nativa (MN) e área degradada (AD) no entorno do reservatório Castanhão, Jaguaribara (CE)



Fonte: Autor.

Figura 21 – Perfil correspondente a área irrigada (AI) no entorno do reservatório Castanhão, Jaguaribara (CE)



Fonte: Autor.

4.2.2 Caracterização química dos solos das áreas avaliadas

Na tabela 7 encontra-se a caracterização química dos solos para os teores de COT (Carbono Orgânico Total) e NT (Nitrogênio Total) no solo. O teor de COT evidencia as diferenças no uso e ocupação dos solos das áreas AD e AI, em comparação a área MN.

Valores de “p” obtidos por meio do teste t corroboram essas diferenças. Os valores de “p” em AD e AI foram iguais a 0,002 e 0,001, respectivamente, ou seja, apenas a MN diferiu das demais áreas, apresentando maior valor médio (TABELA 7).

Tabela 7 – Valores de “p” obtidos por meio do teste t para diferenças de Carbono Orgânico Total (COT) e Nitrogênio Total (NT) entre as áreas

Teste t para amostras independentes	COT (g kg ⁻¹)		NT (g kg ⁻¹)	
	t	p	T	p
Mn x Air	5,73	0,002	3,18	0,01
Mn x AD	5,11	0,001	3,59	0,01
AI x AD	-1,38	0,21	-0,17	0,86

Fonte: Autor.

Diferenças significativas quando $p < 0,05$.

O maior teor de COT no solo da MN (27,5 g kg⁻¹) confirma que essa forma de uso e ocupação resulta em maior aporte de biomassa e ciclagem de nutrientes no solo. Isso traz benefícios, tais como o favorecimento à agregação do solo que reduz a susceptibilidade à erosão, bem como, favorece disponibilidade de nutrientes e retenção de metais. Lobato *et al.* (2009) ao estudarem perda de solo e nutrientes no semiárido cearense verificaram que a cobertura vegetal se mostrou mais importante no controle do processo de erosão e as maiores perdas registradas foram da matéria orgânica e a as perdas de nutrientes apresentaram mesma tendência que as perdas de solo.

O menor aporte de COT nas demais áreas está relacionado ao manejo inadequado.

No que diz respeito à AD, os baixos valores de COT estão provavelmente associados ao intenso pastoreio, sem a deposição de biomassa (FIGURA 22).

Figura 22 – Área Degradada (AD) desmatada e utilizada com pastoreio animal no entorno do Reservatório Castanhão



Fonte: Autor.

Os valores baixos de COT encontrados na AI ($5,30 \text{ g kg}^{-1}$) possivelmente devem-se à ocorrência de erosão, resultante da alta susceptibilidade do solo a essa forma de degradação, bem como, da não adoção de práticas de manejo e conservação do solo. Sabe-se que a atividade agrícola intensa sem a adoção de práticas conservacionistas de solo leva à perda da qualidade deste, sobretudo no que se refere aos atributos químicos.

Assim como para o COT, teores de NT foram maiores na área MN. No tocante aos metais avaliados (TABELA 8), com exceção do Fe, não foram observadas diferenças significativas, o que pode estar associado à variabilidade espacial, como observado nos valores de desvios padrão (TABELA 8).

Tabela 8 – Teores pseudos totais dos metais Cobre (Cu), Zinco (Zn), Ferro (Fe) e Alumínio (Al) nos solos entorno do Reservatório Castanhão, situado no Estado do Ceará/Brasil

	Cu	Zn	Fe	Al
	$\mu\text{g g}^{-1}$			%
MN	1,09±0,42	9,88±7,53	0,36± 0,16	1,06±0,61
AD	0,28±0,13	2,35±2,01	0,15±0,03	0,32±0,12
AI	0,40±0,20	2,18±1,34	0,27± 0,09	0,39±0,20

* $\mu\text{g g}^{-1} = \text{mg kg}^{-1}$

Para o elemento Fe ocorreram diferenças significativas entre as áreas MN e AD ($p=0,03$) e AD x AI ($p=0,03$). (TABELA 8). Tal diferença nos teores de Fe pode estar associada à mineralogia da fração argila, pois o solo da AD tem granulometria mais arenosa a indicar menores teores de óxidos e hidróxidos de ferro.

Maior teor de metais na área de mata pode ser explicado pela maior presença de MO e a granulometria mais fina. Paye *et al.* (2012), no estabelecimento de valores de referência de metais pesados no Estado de Pernambuco, verificaram que o teor de metais pesados, pode variar, principalmente, em função dessas duas variáveis nos horizontes superficiais.

Quanto aos demais metais, Bing *et al.* (2016) ao estudarem aportes de metais em sedimentos de um reservatório e os solos das áreas ripárias na China também verificaram que as concentrações de metais não foram significativas entre suas áreas avaliadas.

Os dados supracitados sugerem que o uso AI apresenta maior potencial para desenvolver processos erosivos e conseqüentemente em aportar cargas para o reservatório Castanhão.

4.3 MENSURAÇÃO DE PERDA DE SOLO E ESTIMATIVA PELA EUPS (EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO)

No presente estudo verificaram-se perdas de solo apenas na parcela de erosão da área irrigada (AI) (FIGURA 23). Nas parcelas instaladas na mata nativa (MN) e área irrigada (AD) não ocorreram carreamentos de solo significativos. Na AI somente em dois eventos de

precipitação ocorreram perdas, sendo estas correspondentes a $672,2 \text{ kg ha}^{-1}$ (em 12 de março de 2015) e $1.360,28 \text{ kg ha}^{-1}$ de solo (em 25 de março de 2015).

Figura 23 – Parcela de perda de solo instalada na área irrigada de um plantio de mamão localizado no entorno do reservatório Castanhão, Perímetro Irrigado Curupati



Fonte: Autor.

Para as áreas AD e MN a principal explicação para a não ocorrência de perda de solo é a granulometria mais arenosa e a maior profundidade do solo, conforme descrito no APÊNDICE A. Essas características podem ter beneficiado a infiltração da água no solo, reduzindo a formação de enxurrada mediante eventos chuvosos, que é um fator importante no escoamento que gera as perdas de solo (ARNAU-ROSALÉN *et al.*, 2008).

No caso da AD, parece que apenas a ocorrência do horizonte B a maior profundidade (1,85 m), associada à granulometria arenosa (APÊNDICE A), foi suficiente para reduzir a erodibilidade do solo e favorecer sua capacidade de infiltração de água, o que resultou em ausência de perdas do solo nesta área. Santos *et al.* (2016), após monitoramento da precipitação e do escoamento superficial na região semiárida durante 5 anos, concluíram em seu estudo que a vegetação desempenha papel secundário no início do fluxo de escoamento, devido a fatores naturais, como a expansividade do solo. Além disso, os autores

afirmaram que mudanças de uso da terra parecem não ser o principal fator que controla o escoamento.

Todavia, valores inexpressivos de perda de solo na MN constatados no presente estudo podem ser explicados também pela presença de cobertura viva e morta sobre o solo, resultantes da vegetação presente na área. O efeito das plantas e do *mulching* na redução de erosão já é bem elucidado na literatura, uma vez que ambos têm ação direta na erosividade da chuva (DASS *et al.*, 2011). Além disso, a serapilheira (*mulching*) elevou os teores de carbono do solo, como verificado na caracterização inicial apresentada na TABELA 4, favorecendo sua agregação.

Onda *et al.* (2007), comparando áreas com maior e menor cobertura vegetal, verificaram redução de 99% na perda de solo em áreas com maior cobertura. Albuquerque *et al.* (2002), quando compararam solos com presença de cobertura morta e solos de uma área desmatada, encontraram perdas médias de 0,3 e 58,5 t ha⁻¹ de solos, respectivamente, corroborando a afirmação de que a cobertura do solo contribuiu para a ausência de perdas de solo na área de MN. Lobato *et al.* (2009), ao avaliarem as perdas de solo e nutrientes por erosão hídrica em quatro coberturas vegetais no bioma Caatinga e em três alturas pluviométricas, verificaram perdas de solos com valores entre 11,30 a 130,68 kg ha⁻¹, sendo a maior perda também associada à pouca cobertura do solo e à sua maior declividade.

Vale salientar que alguns pesquisadores (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990; SEGANFREDO; ELTZ; BRUM, 1997) citam a possibilidade da cobertura da vegetação aumentar a erosão em alguns casos. As gotas de chuva que são retidas pela copa das árvores tendem a se unir, formando outras de maior massa (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990). Aguiar *et al.* (2006), ao estudarem perda de solo em sistemas agroflorestais e reserva legal, suscitam a possibilidade que a maior perda de solo na área de reserva legal esteja associada à cobertura formada pelas árvores.

A perda de solo significativa encontrada para AI pode ser explicada pelo fator erodibilidade, haja vista, que o solo dessa área (LUVISSOLO CRÔMICO Órtico) apresenta pouca profundidade (TABELA 6; FIGURA 21), o que dificulta a infiltração da água e aumenta a capacidade deste ser erodido. Segundo Yair e Razyassif (2004), áreas que saturam rapidamente produzem altas descargas de escoamento, permitindo a continuidade do fluxo ao

longo da rede de drenagem, ou seja, potencializando o escoamento superficial da água e gerando o carreamento do solo.

Portanto, como supracitado, o significativo evento de perda de solo da AI está associado às características do solo, devido à baixa percolação. Tal fato é corroborado por Figueiredo *et al.* (2016) que afirmaram que a geração de escoamento superficial em uma floresta tropical preservada é devida às condições hidráulica do solo, macroporosidade.

Com intuito de verificar o efeito da chuva na perda de solo ocorrida, dados da erosividade na parcela irrigada (TABELA 9) para os maiores eventos pluviométricos ocorridos, foram calculados para verificação de sua relação com as medidas do total de água precipitado. A intensidade máxima da precipitação foi de 424 mm h⁻¹ após precipitação de 36,6 mm e mínima de 5,2 mm correspondente a uma EI30 de 1,34 mm h⁻¹ (TABELA 9).

Tabela 9 – Duração, Pluviosidade, intensidade média e máxima das chuvas no intervalo de 30 minutos dos eventos registrados pelo pluviógrafo de balança automática, na área Irrigada em março de 2015

Data	Duração (h)	P (mm)	Intensidade (I) (mm h ⁻¹)		EI30*
			I média	I 30máx	
22/03/2015	4,6	33,6	7,2	25,2	164,13
23/03/2015	21,8	5,2	0,2	4	1,34
24/03/2015	9	27,6	3	33,6	149,4
25/03/2015	6,9	36,6	5,2	63,6	424,0

Fonte: Autor. *EI30= MJ mm ha⁻¹ h⁻¹

Em estudo realizado na região de Iguatu-CE por Santos *et al.* (2011) foi verificado que a erosividade por evento hidrológico oscilou entre 182,2 a 2.723,8 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹. Segundo os autores foi encontrado maior valor de precipitação no mês de abril e maior valor de erosividade em fevereiro, de modo que os mesmos concluíram que maiores valores precipitação não necessariamente geram o maior índice de erosividade das chuvas, como observado no presente estudo. Todavia, Silva (2004), mapeando a erosividade no Brasil, encontrou que a erosividade anual é dependente do total precipitado, sendo o coeficiente de determinação encontrado de 0,97 entre essas grandezas. Mello *et al.* (2007) concluíram que

existe uma relação de independência entre a distribuição da erosividade e das chuvas no Estado de Minas Gerais.

Vale destacar que os valores de erosividade da área irrigada em estudo merecem real atenção, uma vez que foram maiores que os encontrados por Almeida (2011) ao avaliar uma encosta degradada em Irauçuba-CE e encontrar uma erosividade média de 345,8 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹.

As perdas de solos aqui apresentadas por evento estão bem acima dos verificados por Santos *et al.* (2011) que encontraram para um EI30 de 501,77 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ e precipitação de 50,3 mm, 375,83 kg ha⁻¹ de perda de solo. A possível explicação para os altos valores desse estudo (672,2 kg ha⁻¹ e 1.360,28 kg ha⁻¹) é devido a área ser cultivada (irrigada com mamão), haja vista que os autores citados trabalharam com área não cultivadas. Já Albuquerque *et al.* (2005) ao trabalhar com área cultivada de Palma na Paraíba encontraram altos valores de perda de solo, oscilando entre 810 a 19.660 kg ha⁻¹ com um total para todo período avaliado de 33.360 kg ha⁻¹.

No intuito de verificar a confiabilidade das estimativas de perdas de solo, realizou-se, além da mensuração da erosão por meio das parcelas de erosão, a estimativa desta pelo modelo EUPS que é considerado de fácil utilização em termos de dados usados e representativo, uma vez que a EUPS foi desenvolvida para estimativas das perdas de solo anuais em escala de parcela de erosão, ou seja, é usada para estimativa de erosão em vertentes (ODONGO *et al.*, 2013; WISCHMEIER e SMITH, 1978), como é o caso deste estudo. Na Tabela 11 são apresentados os valores mensurados e estimados da perda de solo das áreas de MN, AI e AD no entorno do reservatório Castanhão.

Para a estimativa pela EUPS, a erodibilidade (fator K) (TABELA 10) foi obtida de forma indireta pelo método de Wischmeier (1971) que utiliza como base dados físicos químicos dos solos. Para determinação do potencial de perda de solo foi adotado o K médio pelo nomograma de Wischmeier (FIGURA 8).

Tabela10 – Erodibilidade média da camada superficial (20 cm) nas áreas Mata Nativa (MN) Área degradada (AD) e Área Irrigada (AI)

Parâmetros	MN	AD	AI
M.O %	4,76	1,22	0,9
Areia fina %	28,1	20,34	25,03
Areia grossa %	53,95	71,02	67,62
Argila %	8,2	3,78	2,92
Silte %	9,76	4,86	4,43
Estrutura (S)	2	3	3
Permeabilidade (P)	3	2	2
Erodibilidade (K)	0,021	0,030	0,034

O fator topográfico (LS) foi de 0,48 para todas as áreas deste estudo (MN, AD e AI). Esse resultado sugere que a topografia atuou como um fator amenizador da erosão, pois, segundo Silva *et al.* (2005) quando tal fator é menor 0,99 tem efeito de redução de erosão.

Para o fator cobertura do solo (C) no uso MN foi utilizado o valor 0,0067 e para AI utilizou-se 0,0084. Esses valores provêm do trabalho de Santos *et al.* (2014) que validaram e calibraram os fatores C da EUPS e os coeficientes da Equação Universal de Perdas de Solo Modificada (EUPSM) para as coberturas de Caatinga Nativa (0,0167), Caatinga Raleada (0,0067) e Capim (0,0084) (pós desmatamento e queima) no semiárido brasileiro. Para a área irrigada deste estudo foi utilizado valor 0,2355 do trabalho de Albuquerque *et al.* (2005) que trabalharam com determinação de fator para condições no semiárido da Paraíba.

O fator P é a relação entre a perda de solo em uma área cultivada com determinadas práticas conservacionistas (PANDEY *et al.*, 2007). Foi atribuído valor 1,0, haja vista não ser utilizado nenhuma prática conservacionista nas áreas estudadas.

A estimativa de perda de solo (TABELA 11) por meio da EUPS resultou em valores de 17,46; 29,1 e 1.662,8 kg ha⁻¹ para as áreas MN, AD e AI, respectivamente. O valor da perda de solo estimada para AI apresentou valores menores comparados com os medidos em campo. No entanto, a AI ainda é a área que apresenta maior potencial em aportar sedimentos para o reservatório, pois tanto quanto for o potencial de aporte de sedimento maiores serão as cargas aportadas, associadas ao uso e ocupação utilizado.

Tabela 11 – Perda de Solo estimadas e medidas para as áreas no entorno do reservatório Castanhão

Áreas	Parcela de erosão 20 m ²	EUPS
	kg ha ⁻¹ ano	
AD	-	29,16
MN	-	17,46
AI	2.032,4	1.662,8

Santos *et al.* (2011) avaliaram a perda de solo e nutrientes em áreas não cultivadas no semiárido e encontraram perda total de solos de 2.166,6 kg ha⁻¹ (2,16 Mg ha⁻¹) para todo o período avaliado. Na calibração do fator C, Santos *et al.* (2014) encontraram que o somatório das perdas de solo medidas para os eventos utilizados na validação resultou em 2.624 kg ha⁻¹. Santos *et al.* (2017) aplicaram a EUPS para a Bacia Hidrológica Experimental de Iguatu e encontraram valores de perda de solo que variaram de 0 a 1.498 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e que foi classificada como baixo risco de erosão.

Esses dados de perda de solos são importantes em estudos de aporte de cargas, principalmente para cálculos do fator de emissão. O valor de perda de solo usado em cálculos de fator de emissão, considerando as características climáticas da região semiárida do nordeste brasileiro, são retirados da literatura, atribuindo-se valor médio, ou seja, provenientes de estimativas muito grosseiras.

Sugere-se, portanto, a utilização dos dados deste estudo para as próximas estimativas de emissão de cargas, pois esses dados indicarão medidas mais próximas da realidade dos processos ocorrentes na bacia em estudo. Vale salientar que os dados são representativos de áreas com uso e ocupação agricultura irrigada.

4.3.1 Análise químicas nos sedimentos erodidos na área irrigada

O teor dos elementos nos sedimentos erodidos da área irrigada é apresentada nas Tabelas 12 e 13. Em decorrência da pequena quantidade de material coletado, não foi possível a realização da análise dos teores de fósforo total (PT).

Tabela 12 – Teores de nitrogênio total (NT) e carbono orgânico total (COT) nos sedimentos erodidos da parcela de erosão instalada na área irrigada (AI) no entorno do reservatório Castanhão

Evento	NT (g Kg ⁻¹)	COT (g Kg ⁻¹)
1	1,96	42,76
2	0,91	28,04

Fonte: Autor.

Os teores de NT estão abaixo do valor alerta (4,8 g kg⁻¹) sugerido pela Resolução 454/2012 (BRASIL, 2012) para sedimentos. Esses baixos valores podem ser explicados pelas perdas de nitrogênio ocorridas no solo, principalmente lixiviação. A forma nítrica é predominantemente absorvida pelas plantas, mas pouco retida no solo e sujeita a grandes perdas por lixiviação (EMBRAPA, 2003). Segundo Malavolta (1987), os adubos nitrogenados são solúveis em água e, portanto, não são tão fixados pelos solos.

Já os valores de COT ficaram acima do considerado valor alerta pela mesma resolução. Portanto, os processos erosivos tendem a retirar elevados teores de COT do solo, desfavorecendo o solo do ponto de vista químico e físico. Aguiar *et al.* (2006), ao avaliar perda de solo em Sobral-CE, verificaram perda de COT equivalente a 17 kg ha⁻¹ por erosão. No presente estudo essa perda encontra-se na ordem de 85 kg ha⁻¹, salientando-se que esse valor é para todo período avaliado.

Os teores dos metais (TABELA 13) ficaram abaixo dos limites indicados pela legislação considerados como efeitos adversos a biota. Os teores de Cu (35,7 e 197 mg kg⁻¹) e Zn (123 e 315 mg kg⁻¹) correspondem aos níveis 1 e 2, respectivamente (BRASIL, 2012).

Tabela 13 – Teor médio dos metais Cobre (Cu), Zinco (Zn), Ferro (Fe) e Alumínio (Al) nos sedimentos erodidos da parcela de erosão instalada na área irrigada no entorno do reservatório Castanhão

Evento	Cu	Zn	Fe	Al
	$\mu\text{g g}^{-1}$		%	
1	2,63	22,73	2,24	1,44
2	3,06	26,88	2,59	2,18

Fonte: Autor.

Depiné *et al.* (2012) citam que metais como o Cd, Cu, Cr, Pb e Zn estão vinculados com a agricultura, pois fazem parte da formulação de muitos fungicidas, herbicidas e inseticidas, mas podem estar também relacionados a outros tipos de poluição. Em outro estudo realizado por Yang *et al.* (2013) as concentrações de Cu, Zn, Cd e Pb em áreas agricultáveis são maiores em comparação com áreas não agricultáveis, associados a utilização de fertilizantes, pesticidas e água de irrigação.

Nunez; Amaral Sobrinho e Mazur (2006) avaliando a concentração de metais em material erodido, encontraram valores de Pb entre 10,98 e 15,34 mg kg^{-1} e Zn entre 21, 61 e 47,47 mg kg^{-1} , concluíram que a água coletada no reservatório avaliado apresentou concentrações de Cd, Mn e Pb acima dos padrões máximos estabelecidos, os autores associam esses dados ao uso de agroquímicos e tipo de manejo adotado de forma a representar risco de contaminação do solo, água e alimentos produzidos.

Ao comparar com os valores de referência para solos de regiões tropicais (FADIGAS *et al.*, 2006) que são de 79,3 mg kg^{-1} , 72.700 mg kg^{-1} e 52,7 mg kg^{-1} para Cu, Fe e Zn, respectivamente, não se observou valores acima do indicado. Cunha *et al.* (2014) ao avaliarem relação de salinidade com metais em perímetros irrigados no Ceará encontram valores que variaram de 0-45,50 mg kg^{-1} para Cu, 103,74-20.946,33 mg kg^{-1} Fe, 2,43-150,96 mg kg^{-1} Zn, 0,08-2,97 mg kg^{-1} Pb e 791,97-24.791,83 mg kg^{-1} para Al.

Ao comparar com os Valores de Referência de Qualidade (VQRs) para o estado do Rio Grande do Norte (PRESTON *et al.*, 2014) é corroborado que o Zn encontra-se acima do valor definido como *background* haja vista o VQR de 23,85 mg kg^{-1} . De forma que a atividade irrigada tem alto potencial em aportar esse metal para áreas adjacentes.

Apesar dos teores encontrados neste estudo se encontrarem abaixo do limite utilizado é importante a utilização de práticas conservacionistas com intuito de minimizar a perda de solo e consequente aporte de cargas para dentro do reservatório.

De acordo com Paula Filho, Moura e Marins (2012) as atividades agropecuárias apresentam emissões significativas de nutrientes e metais (PAULA FILHO *et al.*, 2010) para os ecossistemas aquáticos. Essas emissões variam de acordo com o manejo agrícola, área de plantio por tipo de cultura, tipo de solo, tamanho e tipo de rebanho. Os fatores de emissão para fontes naturais são de uma a duas ordens de magnitude menores do que os fatores de fontes antrópicas (LACERDA *et al.*, 2006). Marins *et al.* (2011) verificaram emissões de fósforo no estuário do Rio Jaguaribe e 13,1% do P foi originado por vetores naturais, enquanto que 86,9% foram por vetores antrópicos.

Portanto, os dados apresentados no presente estudo são importantes para apontar o potencial de aporte de perda de solo e suas cargas associadas, podendo indicar de forma preliminar para órgãos gestores a capacidade de suporte para a instalação de novas atividades antrópicas e/ou para o controle das emissões de efluentes agrícolas.

Os valores das cargas medidas provenientes da agricultura foram de 398 kg N km⁻² ano⁻¹, 621 g km⁻² ano⁻¹ de Cu e 5462 g km⁻² ano⁻¹ de Zn. Esses valores foram obtidos por meio do cálculo da concentração dos elementos medidos nos sedimentos erodidos (TABELA 12 e 13) e o total de perda de solo para a área irrigada (2.032 kg ha⁻¹ ano⁻¹), considerando a área total do perímetro irrigado (1,6 km²) (SDA, 2016).

Na região semiárida, diversos autores estimaram os fluxos de nutrientes (N e P) e de metais de interesse ambiental para bacias hidrográficas e ambientes aquáticos por meio do uso dos fatores de emissão (MARINS *et al.*, 2011; CUNHA, 2010; PAULA *et al.*, 2010; NORIEGA e ARAUJO, 2009; LACERDA *et al.*, 2008).

Ao comparar os resultados do presente estudo com os dados de estudos de cargas realizados na região, verifica-se que os encontrados neste trabalho são superiores. Na bacia do Riacho do Sangue, afluente do Castanhão, em estudo realizado por Cajuí (*in prep.*), a carga medida para N foi de 31,8 t ano⁻¹ com fator de emissão de 13,7 kg N km⁻² ano⁻¹. Vale salientar que a autora utilizou média de 22 kg N Km⁻² ano⁻¹, o que provavelmente justifica valores menores de fator de emissão para o N, pois as médias provêm de solos naturais e não agricultáveis. Portanto as medidas verificadas neste estudo diferem muito das cargas

estimadas na microbacia do Riacho do Sangue (CAJUÍ, 2015, *in prep*) esse resultado sugere uma utilização agrícola mais intensiva no perímetro irrigado em estudo.

Todavia, Paula Filho, Marins e Lacerda (2015) utilizaram taxa de perda de solo de $128 \text{ t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ representativo de solos tropicais e sob cultivo não mecanizado proporcionando um fator de emissão total de $339 \text{ kg N Km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ e carga total de $14.517 \text{ t N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, a maioria dessas cargas são proveniente de vetores antrópicos como a agricultura.

Adicionalmente as cargas medidas citadas acima, para o N foi calculada a emissão em função da concentração de nitrogênio (mg L^{-1}) medida na água (**item 4.4; TABELA 14**) (área de influência da atividade irrigada) e da vazão de referência Q_{95} (L ano^{-1}). A Q_{95} indica que a vazão de um rio é maior ou igual a esta durante 95% do tempo. Para fins deste estudo, foi utilizada a Q_{95} (ANA, 2013) devido ao regime irregular de chuvas e as oscilações fluviais características da região Nordeste. A carga calculada, considerando a concentração de nitrogênio na água, foi de $4,4 \text{ kg km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ de N. Logo, a emissão de N medida na área irrigada é superior à aquela que chegou no corpo hídrico, aproximadamente cem vezes.

Essa discrepância entre a carga medida e a calculada ($4,4 \text{ kg km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ de N) pode ser explicada pelas condições de transporte de sedimentos e não pela disponibilidade de material erodido (MEDEIROS, 2009), pois segundo Aksoy e Kavvas (2005), apenas uma pequena porção (menos de um quarto) da erosão bruta é depositada nos corpos receptores (por exemplo, mar, reservatório), enquanto o restante é depositado ao longo do caminho.

Shen *et al.* (2013) e Cheng *et al.* (2013) verificaram que fontes de cargas não pontuais, associadas ao manejo inadequado do solo, tendem a proporcionar maior perda de solos, tornando a atividade irrigada com alto potencial em aportar cargas para as áreas adjacentes. Em geral, ocorre superestimativa da erosão, quando ocorre quebra da conectividade do sistema. Todavia, se a conectividade entre a área e um curso de água for contínua, os estudos de perda de solo nas parcelas serão representativos dos riscos ambientais de contaminação (REANEY *et al.*, 2011).

Portanto, pode-se concluir que a agricultura desenvolvida no perímetro irrigado Curupati já representa impactos negativos para a qualidade ambiental, fazendo-se necessários o monitoramento e a adoção de práticas conservacionistas dos solos, pois, mesmo em

condições de estiagem, foi verificado alto potencial de aporte de sedimentos para o reservatório em estudo, bem como a perda de qualidade dos solos em uso agrícola.

4.4 QUALIDADE DA ÁGUA NO RESERVATÓRIO CASTANHÃO

Uma vez identificado o potencial de erosão e carreamento de sedimentos dos solos no entorno do reservatório, foram avaliados os aportes ocorridos dentro do Castanhão no período analisado (agosto/2014 a agosto/2015), provenientes das áreas alóctones e/ou autóctones. Foram obtidas informações a respeito da avaliação química da água, sedimento e taxa de sedimentação influenciada pelas atividades antrópicas desenvolvidas na bacia. Essas informações corroboraram os aportes pontuais e difusos ocorridos nas áreas avaliadas.

4.4.1 Análises físico químicas da água no reservatório

A estatística descritiva das variáveis monitoradas ao longo do reservatório é apresentada na Tabela 14.

Tabela 14 – Valores médios, mínimos e máximos das variáveis monitoradas nos pontos ao longo do reservatório Castanhão, Jaguaribara-CE

Variáveis	Superfície	Agosto 2014	Mai 2015	Agosto 2015
Temperatura (°C)	Média-			
	Desvio	28,4 ± 0,8b	30,24 ± 0,2a	28,44 ± 0,4b
	Mín-Máx	28,0-29,9	30,0 -30,5	28,0 - 28,9
**Condutividade				
elétrica (µS cm ⁻¹)	Média-			
	Desvio	379,76 ± 16,7b	428,10 ± 12,3a	432,16 ± 2,9a
	Mín-Máx	363,1- 405,7	414,7 - 430,7	428,9 -435,4
OD (mg L ⁻¹)	Média-			
	Desvio	6,53 ± 0,5b	7,44 ± 0,6a	7,7 ± 1,1a

	Mín-Máx	6,11 -7,38	6,8-8,31	6,7 - 9,52
**pH	Média-			
	Desvio	8,15 ± 0,8a	8,86 ± 0,2a	8,6 ± 0,2a
	Mín-Máx	6,9-8,82	8,3 - 9,3	8,3 - 8,6
Clorofila a (µg l ⁻¹)	Média-			
	Desvio	8,5 ± 5,4b	23,89 ± 10,5a	29,94 ± 4,3a
	Mín-Máx	6,3 - 20,09	11,46 - 44,52	24,73-36,12
Fósforo Total (µg l ⁻¹)	Média-			
	Desvio	41,8 ± 6,1c	88,1 ± 15,6b	115,2 ± 9,9a
	Mín-Máx	31,8 – 48,8	70,8 – 107,0	103,5 – 128,5
**Ortofosfato (µg l ⁻¹)	Média-			
	Desvio	2,4 ± 0,9b	0,8 ± 0,4c	12,6 ± 6,8a
	Mín-Máx	1,0 – 3,6	0,4 – 1,1	6,8 – 23,7
Nitrogênio Total (µg L ⁻¹)	Média-			1807,5 ±
	Desvio	1566,7 ± 343,4a	785,7 ± 306,0b	781,3a
	Mín-Máx	1100,0 – 1808,3	445,5 – 1020,5	1045 – 3053,0
**NO ₂ ⁻ (µg L ⁻¹)	Média-			
	Desvio	1,1 ± 0,5a	0,6 ± 0,7a	0,9 ± 0,4a
	Mín-Máx	0,8 – 2,0	0,1 – 1,8	0,5 – 1,2
NO ₃ ⁻ (µg L ⁻¹)	Média-			
	Desvio	8,1 ± 9,4b	17,2 ± 17,3a	22,3 ± 18,4a
	Mín-Máx	<LD – 17,5	<LD – 41,0	<LD – 49,5
MPS (mg L ⁻¹)	Média-			
	Desvio	3,39 ± 3,1b	7,23± 2,9a	6,6 ± 1,6b
	Mín-Máx	1,1 – 9,8	4,2 – 12,5	4,5 – 8,1
**NH ₄ ⁺ (µg L ⁻¹)	Média-			
	Desvio	5,5 ± 9,3a	6,4 ± 6,4a	5,2 ± 7,3a
	Mín-Máx	<LD – 22,8	<LD – 13,7	<LD – 15,6
Volume (m ³)*		2,2 x 10 ⁹	1,4 x 10 ⁹	1,1 x 10 ⁹

MPS: Material Particulado em Suspensão; Médias seguidas de letra distinta diferem entre si na coluna pelo teste HSD tukey, com $p < 0,05$

*Dados COGERH, 2017

**Dados não paramétricos, aplicou-se teste kruskal-wallis

No reservatório a temperatura da água oscilou entre 28,4 a 30,4 °C. A temperatura é o fator que influencia praticamente todos os processos que ocorrem na água. Considera-se a temperatura como o principal agente do aumento da velocidade das reações bioquímicas, aeróbias e anaeróbias, de degradação da matéria orgânica (ESTEVES, 2011).

A oscilação de temperatura ao longo dos anos é explicada por Lewis, (1983) que salienta que a sazonalidade nos lagos tropicais torna difícil qualquer conclusão sobre a ocorrência de padrões térmicos. Apesar do presente estudo não ter sido avaliado a estratificação térmica no reservatório, em estudo anterior realizado por Santos (2015) foi constatado padrão de estratificação e desestratificação, justificando a variabilidade térmica.

A condutividade elétrica apresentou ao longo do tempo padrão de acréscimo, saindo de valor médio de 379,76 a 432,16 $\mu\text{S cm}^{-1}$. A condutividade elétrica mede a capacidade que a água tem de transmitir corrente elétrica e está diretamente relacionada à concentração de espécies iônicas dissolvidas, principalmente inorgânicas. O resultado deste estudo pode ser explicado pela redução do volume de água do reservatório que afeta diretamente a concentração dos sais e acúmulo de nutrientes, provenientes das áreas ripárias ou processos geoquímicos internos do reservatório.

No geral, reservatórios do semiárido apresentam esse padrão de condutividade com valores acima de 300 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Alguns estudos reforçam esse aumento correlacionado com a redução do nível da água (SANTOS *et al.*, 2016; BRAGA *et al.*, 2015; BARBOSA *et al.*, 2012). O MPS apresentou maior valor para o período maio/2015, principalmente no ponto P2 que foi o ponto com valor máximo (12,5 mg L^{-1}), possivelmente explicado pela entrada de material da microbacia Riacho do Sangue, confirmado logo abaixo no item 4.4.2. Essa entrada pode ser proveniente da bacia do Alto Jaguaribe haja vista que não teve chuva que justifique aporte pluvial ou ainda pela abertura de comportas, pois com a diminuição do volume hídrico do reservatório e a necessidade de abastecer as comunidades do médio e baixo Jaguaribe foram adotadas medidas dessa abertura, o que pode ter alterado a dinâmica e ressuspensão no reservatório.

O oxigênio dissolvido encontra-se dentro do limite indicado pela resolução CONAMA n° 357/05 que indica limite mínimo igual a 5 mg L⁻¹ para águas de Classe 2 (BRASIL, 2005).

O pH apresentou média geral sazonal de 8,0, indicativo de maior atividade fotossintética, corroborada pela correlação significativa positiva entre a clorofila e condutividade elétrica (TABELA 15). O fitoplâncton, ao realizar fotossíntese, retira CO₂ da água, aumentando o pH. Em ambiente com menor consumo de oxigênio haverá mais ácido carbônico dissipado na água forçando os valores de pH para baixo. Essa relação é confirmada devido os valores altos de pH e alta fotossíntese (WETZEL, 2001).

Tabela 15 – Matriz de correlação das variáveis limnológicas entre agosto de 2014 a agosto de 2015 no reservatório Castanhão

	Temp.	OD	pH	Clo-a	Cond.	NT	PT
Temp.	1,00						
OD	0,20	1,00					
pH	0,59	0,45	1,00				
Clo-a	0,20	0,66	0,54	1,00			
Cond.	0,45	0,64	0,62	0,81	1,00		
NT	-0,50	0,02	-0,02	0,05	-0,06	1,00	
PT	1,12	0,56	0,34	0,79	0,84	-0,06	1,00

Fonte: Autor.

Temperatura (Temp.); Oxigênio dissolvido (OD); Clorofila a (Clo-a); Condutividade (Cond.); Nitrogênio Total (NT); Fósforo Total (PT).

A concentração de clorofila na água do reservatório aumentou no decorrer do período avaliado, saindo do valor médio de 8,5 para 29,9 ug L⁻¹. Esse parâmetro, assim como a condutividade, aumenta progressivamente com a diminuição do volume de água no reservatório (TABELA 4). Essas concentrações de clorofila são indicativas de ambientes extremamente eutrofizados. De acordo com Salas e Martino (2001), concentrações entre 5 e 10 µg L⁻¹ indicam ambientes mesótróficos. Segundo Cunha; Calijuri e Lamparelli (2013) esses altos valores já indicam ambientes eutrofizados para reservatórios hídricos situados em regiões de clima tropical

Quanto aos nutrientes, verificou-se, no geral, aumento das concentrações ao longo do período avaliado. Todavia, para alguns elementos essa concentração diminuiu na avaliação feita em maio/2015.

O fósforo apresentou diferença significativa entre os anos avaliados, com maiores concentrações (TABELA 4) ocorridas em agos/2015 com valor médio de $115,2 \mu\text{g L}^{-1}$. O fósforo reativo também apresentou diferença significativa com valor maior ($12,6 \mu\text{g L}^{-1}$) para o mesmo período. Vale ressaltar a forte correlação negativa do fósforo total, clorofila e nível do reservatório (TABELA 40), ou seja, quanto menor o volume de água no reservatório maior é a concentração dos nutrientes e, conseqüentemente, o aumento do fitoplâncton.

Quanto às formas nitrogenadas, observou-se aumento das concentrações nitrogênio total ($1807,0 \mu\text{g L}^{-1}$) e nitrato (maior valor $22,3 \mu\text{g L}^{-1}$). Para o nitrogênio total foi verificada redução para $785,0 \mu\text{g L}^{-1}$ no período de maio/2015. Os teores de nitrito e amônio não apresentaram diferença estatística durante o período analisado.

A redução do teor de nitrogênio no período maio/2015 torna o ambiente indicador de limitação de nitrogênio e fósforo, haja vista que a relação N:P diminuiu nesse período. Segundo Schindler (1978) uma relação N/P entre 5 e 10 indica que ambos elementos estão como fatores limitantes. O fósforo atua como fator limitante na produção primária dos ecossistemas aquáticos, podendo conduzir à eutrofização (LAMPARELLI, 2004), todavia o nitrogênio também pode ser limitante.

Batista *et al.* (2012), ao avaliar a relação N:P na água verificaram para alguns pontos que, no período chuvoso, o nitrogênio apresentou-se como fator limitante com relação menor que 10. Todavia, o fator limitante predominante nas águas do reservatório Orós no período estudado (chuvoso e seco) foi o fósforo total. Já Vidal e Neto (2014) avaliando a dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida, verificaram que a limitação sempre foi da fração nitrogenada com razões menores que 10:1, sendo este mais um indicador da eutrofização do açude Gavião (Fortaleza/CE) e passível de favorecer florações de cianobactérias, já que o crescimento do fitoplâncton passa a ser limitado pela disponibilidade relativa do nitrogênio.

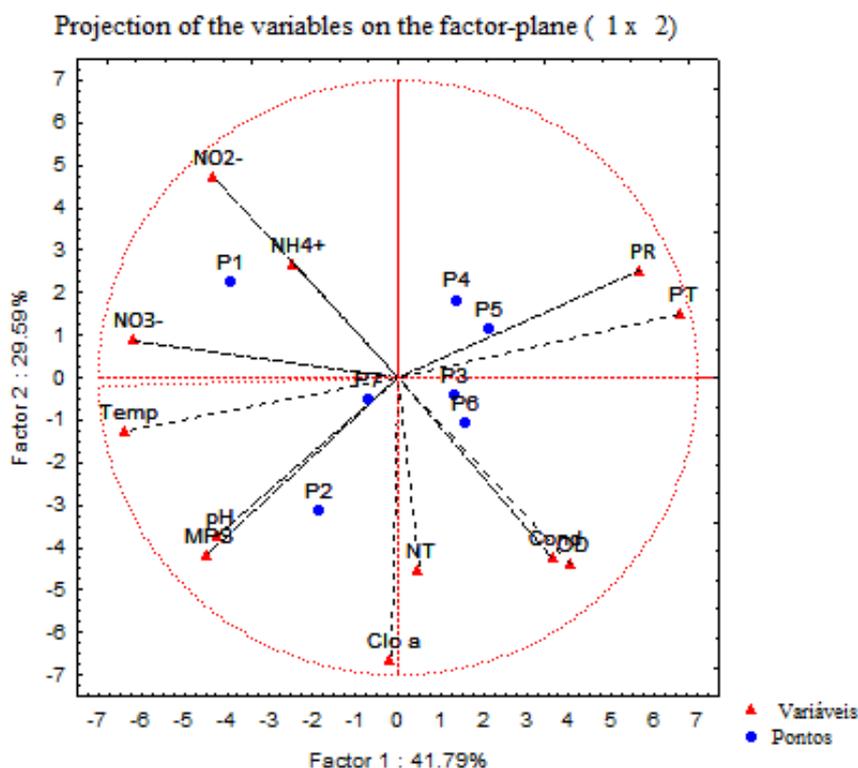
As maiores concentrações de nutrientes podem ser explicadas pelo tempo de residência do reservatório e/ou ressuspensão do sedimento, que é quando ocorre o acúmulo de sedimentos, denominado hipolímnio (KEMKA *et al.*, 2006). Molisani *et al.* (2013) mostraram

que grande parte da retenção dos nutrientes resulta em acumulação nesse compartimento. Santos *et al.* (2016) e Freire; Calijuri e Santaella (2009) sugeriram esse processo de ressuspensão como causa do aumento dos nutrientes em reservatórios da região semiárida.

4.4.2 Análise espacial das variáveis limnológicas ao longo do reservatório

A análise da componente principal (FIGURA 24) para todo período analisado ilustra as relações entre as variáveis analisadas. O fator 1 explica a maior variabilidade dos dados com 41,79 % (NO_3^- : 0,87; NO_2^- : 0,76; PT: -0,86; PR: -0,70; Temp.: 0,85) e fator 2 com 29,59 % da variabilidade dos dados (NT: -0,70 e Clorofila -0,88). Essa análise visa relacionar os atributos limnológicos com as áreas avaliadas.

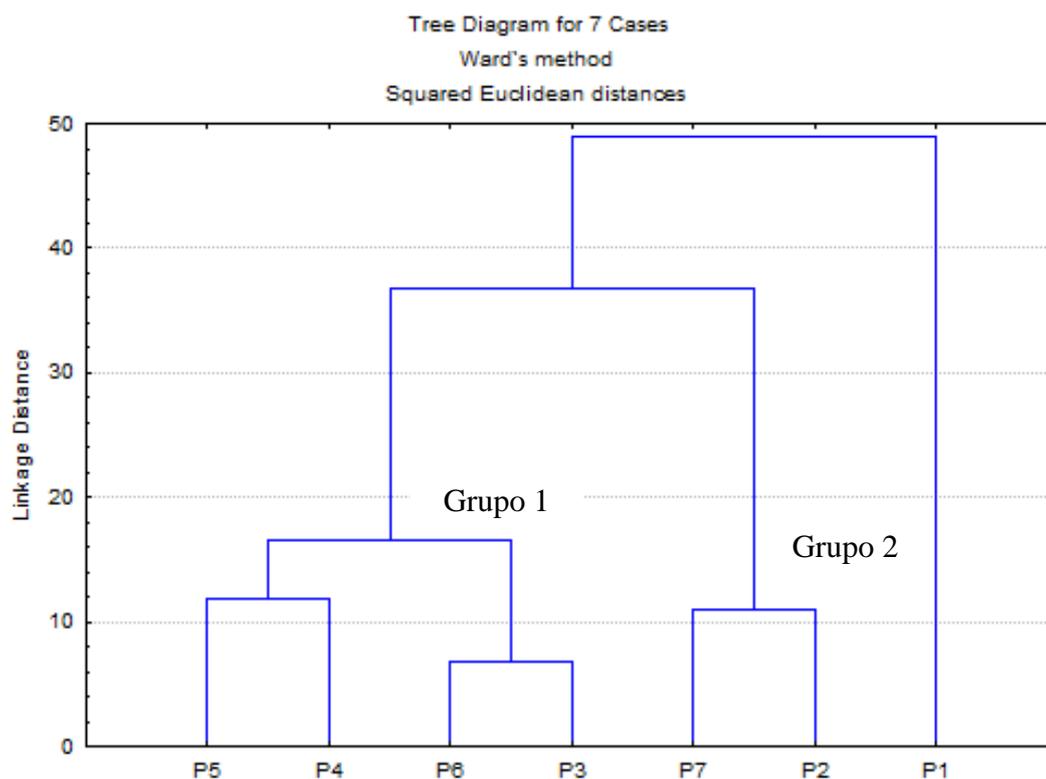
Figura 24 – Análise de Componente Principal (ACP) das variáveis limnológicas do reservatório Castanhão e a relação com os pontos avaliados ao longo do reservatório Castanhão



Por meio da ACP pode-se inferir que o fósforo é o principal elemento representativo dos P3, P4, P5 e P6, possivelmente associado a impacto das atividades desenvolvidas piscicultura e agricultura.

A similaridade, apresentada no dendrograma (FIGURA 25), entre os pontos monitorados (P1, P2, P3, P4, P5, P6 e P7) formou dois grupos distintos dentro do reservatório. No primeiro grupo (grupo 1) associaram-se os pontos P3, P4, P5 e P6 que foram caracterizados por áreas de piscicultura e proximidade do perímetro irrigado Curupati. O segundo grupo (grupo 2) foi formado pelos pontos P1, P2 e P7, caracterizados como áreas de entrada; o ponto 7, apesar de não ter características fluviais, foi associado ao grupo 2.

Figura 25 – Dendrograma dos pontos monitorados e grupos formados quanto a similaridades entre as variáveis no reservatório Castanhão.



Fonte: Autor.

Uma vez identificados grupos distintos, foi realizado teste *t* entre eles. Na tabela 16 são apresentados o valor médio, desvio padrão e os valores máximos e mínimos dos parâmetros de qualidade de água de cada um dos grupos obtidos por meio do dendograma.

Tabela 16 – Valores médios, mínimos e máximos das variáveis em estudo para os grupos formados no reservatório Castanhão para todo período analisado

Variáveis		Grupo 1	Grupo 2
Temperatura (°C)	Média ± DP	28,89 ± 0,1b	29,59 ± 0,08a
	mín. - máx.	28,8 - 29,0	29,6 - 29,5
OD (mg L ⁻¹)	Média ± DP	7,33 ± 0,48a	6,89 ± 0,44 a
	mín. - máx.	6,8 - 7,7	6,4 - 7,3
pH	Média ± DP	8,35 ± 0,34 a	8,83 ± 0,08 a
	mín. - máx.	8,0 - 8,8	8,7 - 8,9
Condutividade (µS cm ⁻¹)	Média ± DP	411,47 ± 4,37 a	409,29 ± 17,93 a
	mín. - máx.	407,4 - 415,3	388,9 - 422,8
Clorofila <i>a</i> (µg L ⁻¹)	Média ± DP	19,10 ± 3,83 a	21,43 ± 9,78 a
	mín. - máx.	15,8 - 24,4	13,3 - 32,3
Fósforo Total (µg L ⁻¹)	Média ± DP	79,34 ± 7,86a	62,55 ± 7,94b
	mín. - máx.	75,21 - 86,6	56,0 - 72,0
Ortofosfato (µg L ⁻¹)	Média ± DP	5,88 ± 1,79 a	1,92 ± 0,16 a
	mín. - máx.	3,22 - 9,30	0,99 - 3,38
Nitrogênio Total (µg L ⁻¹)	Média ± DP	1237,49 ± 233,8a	1457,51 ± 306,7a
	mín. - máx.	1181,0 - 1364,5	824,0 - 1910,0
NO ₂ ⁻ (µg L ⁻¹)	Média ± DP	0,74 ± 0,14a	1,12 ± 0,44a
	mín. - máx.	0,4 - 0,8	0,5 - 1,6
NO ₃ ⁻ (µg L ⁻¹)	Média ± DP	28,98 ± 7,05b	45,97 ± 11,80a
	mín. - máx.	22,9 - 35,4	39,1 - 56,7
NH ₄ ⁺ (µg L ⁻¹)	Média ± DP	18,38 ± 3,0a	30,52 ± 11,49a
	mín. - máx.	4,5 - 58,1	23,1 - 34,5

Médias seguidas de letra distinta diferem entre si na coluna pelo teste HSD tukey, com $p < 0,05$

**Dados não paramétricos aplicou-se teste kruskal-wallis

No grupo 1 a concentração de fósforo total e nitrato foram determinantes na sua distinção. Apesar do Oxigênio Dissolvido (OD) não ter apresentado diferença estatística, o nitrato refletiu as condições oxidantes do meio, devido esse grupo apresentar menores teores de nitrato (fração oxidada). A alta concentração do fósforo total reflete as atividades antrópicas do grupo 1. Apesar da diminuição do volume de água do reservatório, que reflete a não ocorrência de chuva e, conseqüentemente, na redução de aporte de cargas externas, o aumento do fósforo na coluna pode ser justificado pelo processo de ressuspensão já discutido anteriormente.

No tocante à carga de nutrientes antrópicas, tem-se como fonte principal a piscicultura e a agricultura. Na piscicultura o fósforo é proveniente da ração e excrementos dos peixes (OLIVEIRA *et al.*, 2015; PEREIRA *et al.*, 2012). Já na agricultura, esse elemento provém dos fertilizantes e insumos utilizados na produção agrícola.

Para o ortofosfato, mesmo com seus valores não diferindo estatisticamente entre grupos, verifica-se maiores valores no grupo 1. O grupo 2 é caracterizado por maiores concentrações de formas nitrogenadas, com diferença significativa apenas para o nitrato que foi determinante na distinção dos grupos.

As concentrações de fósforo total na água podem ser interpretadas como elevadas, uma vez que estão acima dos $30 \mu\text{g L}^{-1}$ estabelecidos como concentração máxima permitida pela resolução CONAMA nº 357 de março de 2005 para água doce Classe 2 (BRASIL, 2005). Segundo Molisani *et al.* (2013), o reservatório é capaz de reter até 98% dos teores de fósforo total, consideradas as entradas e saídas durante um período no qual o reservatório ainda estava sendo inicialmente utilizado para a agricultura irrigada e a aquicultura, e quando tinha apenas dois anos de funcionamento após atingir sua cota máxima.

4.4.3 Estado trófico

Com base nas concentrações de clorofila *a* e fósforo total, o estado de trofia do reservatório Castanhão foi calculado seguindo metodologia de Cunha; Calijuri e Lamparelli

(2013) (TABELA 17). Essa metodologia é aplicada para reservatórios localizados em regiões tropicais. Lagos com índices de estado tróficos maiores que 59.1 são classificados como hipereutróficos.

Tabela 17 – Estado de trofia para as águas do reservatório Castanhão no período avaliado de agosto/2014 a agosto/2015

Período amostral	Índice de estado trófico	Estado de trofia segundo Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013)
Agosto de 2014	55,8	Eutrófico
Maio de 2015	58,8	Eutrófico
Agosto de 2015	60	Hipereutrófico

Fonte: Autor.

O que se pode concluir é que o estado trófico da água só vem aumentando nos últimos anos com característica de ambiente extremamente afetado pelas altas concentrações de nutrientes. SANTOS *et al.* (2016) classificaram o reservatório Castanhão como mesotrófico em janeiro e agosto de 2013, e como eutrófico em maio de 2014. Estes autores associaram a evolução do estado de trofia à perda de volume de água do reservatório. Nikolai e Dzialowski (2014) associam a manutenção do índice de estado trófico à carga interna que irá atuar como fonte de fósforo.

Para os grupos formados (Grupo 1 e 2), verificou-se para o grupo 1 índices de estado trófico de 56, 58,4 e 60 para agos/2015, maio/2015 3 e agos/2015, respectivamente. Para o grupo 2 o cenário foi de 55,1, 59,4 e 59,7 para agos/2015, maio/2015 3 e agos/2015, respectivamente. Verifica-se que o grupo 1 apresenta índices mais elevados, possivelmente associados às maiores concentrações de fósforo e clorofila no meio.

Por fim no tocante a qualidade da água pode-se concluir que o grupo 1 representado pelas atividades agricultura e piscicultura apresentaram maior aporte de nutrientes e consequentemente maior tendência a eutrofização no decorrer do estudo.

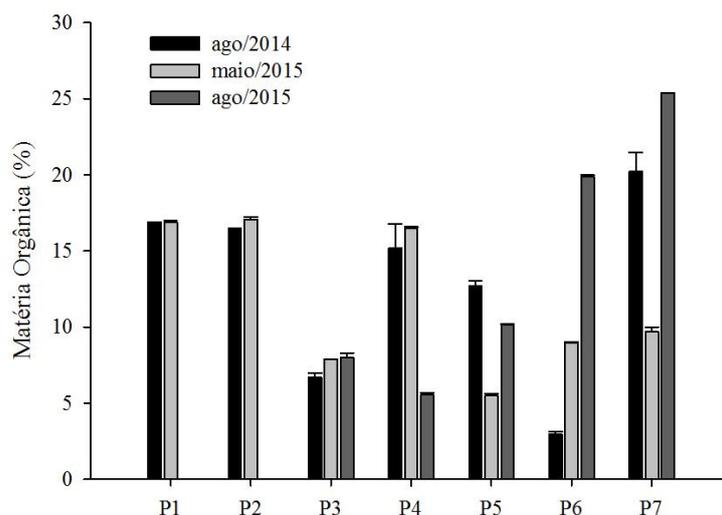
4.5 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS SEDIMENTOS DE FUNDO DO RESERVATÓRIO

Nos sedimentos foram realizadas análises de matéria orgânica (MO), partição de fósforo, fracionamento das substâncias húmicas, granulometria, nitrogênio total (NT) e metais. Os resultados desses atributos foram discutidos por meio da correlação entre eles, afim de verificar suas possíveis fontes.

4.5.1 Matéria orgânica e Substâncias Húmicas nos sedimentos de fundo

Nos sedimentos de fundo o conteúdo de matéria orgânica (MO) variou de 2,94 % a 25,37%, com maior concentração na região de entrada do reservatório (afluente Rio Jaguaribe) (P1 e P2) e nos pontos P4 e P7 (FIGURA 26). Esse maior teor de MO nesses pontos possivelmente está associado às atividades agrícolas, devido à proximidade com o perímetro irrigado, bem como com a deposição alóctone nas entradas do reservatório.

Figura 26 – Variação espacial da matéria orgânica (MO) nos pontos avaliados ao longo do reservatório Castanhão para todos períodos analisados.



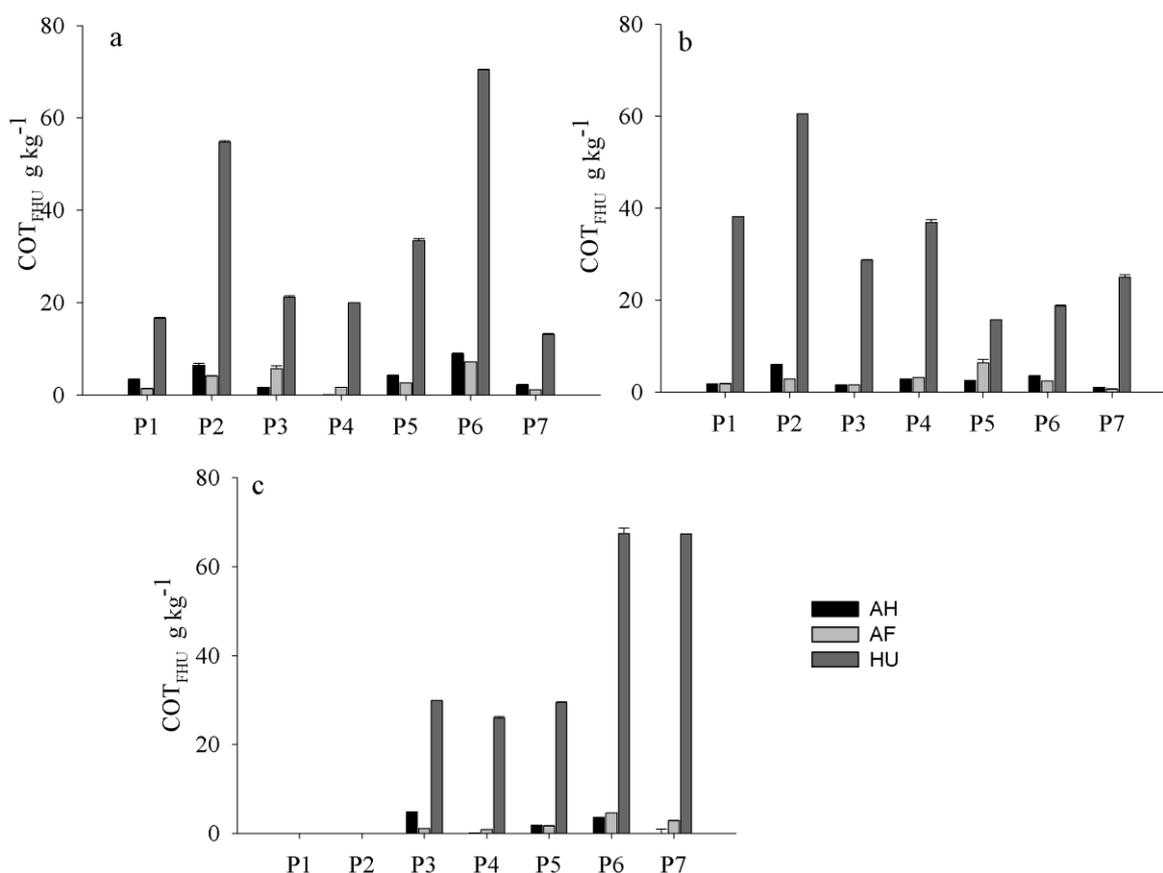
Fonte: Autor.

Os maiores aportes identificados em P6 no período de ago/15 foi atribuído à recente implantação da atividade de piscicultura que anteriormente não existia na proximidade deste ponto de amostragem. Essa atividade foi alocada devido à redução de volume de água do reservatório em virtude dos anos de estiagem, passando essa região a ter outras condições geoquímicas.

A quantidade de matéria orgânica e a quantidade de partículas finas são os dois principais meios de controle de retenção de metais no ambiente, devido sua característica coloidal e alta superfície específica com cargas negativas superficiais, que favorece na formação de complexos organominerais com poluentes (POLETO *et al.*, 2009). Em sedimentos, essa matéria orgânica constitui sítio de atividade biológica. Portanto, áreas com maior teor de MO tendem a ser mais significativas na complexação de metais e interações interface água sedimento.

No tocante ao fracionamento químico da MO, os resultados revelaram que em todos períodos avaliados a fração dominante foi a humina (HU), com valores de Carbono Orgânico Total (COT_{FHU}) variando de 13,1 a 70,4 g kg⁻¹. Encontrou-se também picos de COT nos perfis P6 e P7 no final do estudo (agosto/15).

Figura 27 – Carbono Orgânico Total nas frações das Substâncias Húmicas nos sedimentos nos pontos avaliados ao longo do reservatório Castanhão a) ago/2014; b) mai/2015 e c) ago/2015



Fonte: Autor.

AH: Ácidos Húmicos; AF: Ácidos Fúlvicos e HU: Humina.

As substâncias húmicas em lagos, geralmente são de origem terrestre, mas, podem ser provenientes de plantas aquáticas da região litorânea ou do fitoplâncton (JONES *et al.*, 1992), sendo no primeiro caso verificado em sua composição maiores quantidades de grupos contendo oxigênio (humina) em comparação ao carbono alifático (Ácidos húmicos e fúlvicos), quando estas são derivadas das algas (AZEVEDO e NOZAKI, 2008). Portanto, ao que tudo indica o predomínio da fração humina é função de sua origem alóctone, proveniente de sedimentos carreados para dentro da bacia.

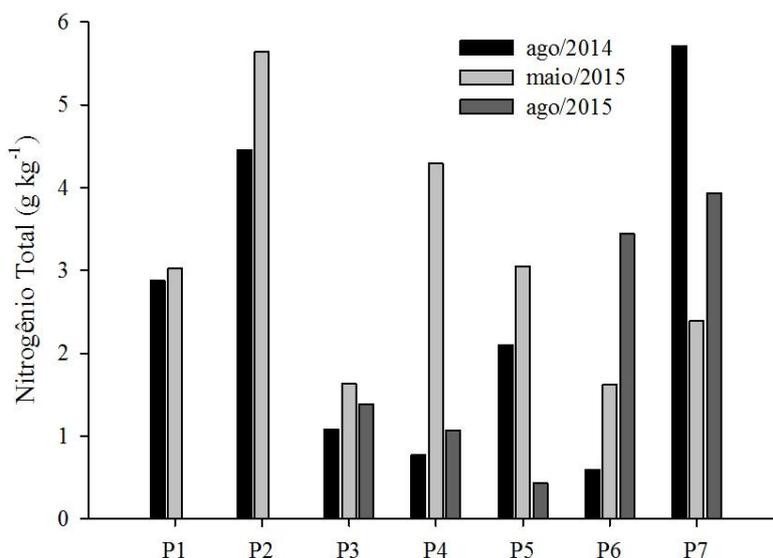
Botero *et al.* (2014) ao avaliarem a influência das substâncias húmicas de sedimentos na biodisponibilidade de metais para o sistema aquático concluíram que os metais

estão complexados pela SHs devido ao grau de humificação, portanto os sedimentos atuam como sumidouro de metais no ambiente aquático.

4.5.2 Nitrogênio total no sedimento e partição geoquímica do fósforo nos sedimentos de fundo

Os valores de nitrogênio total (NT) variaram 0,5 e 6 g kg⁻¹, com valores mais elevados nos pontos de amostragem P2 e P7. Segundo a resolução 454 (BRASIL, 2012) valores acima de 4,8 g kg⁻¹ de NT já são considerados valores de alerta. Os maiores aportes ocorreram no início do estudo, no ano de 2014, posterior a um evento pluvial em maio (FIGURA 28). Esse resultado para o P2 é corroborado por Cajuí *et al.* (2015); *in prep.* Que, ao avaliar aporte das cargas de N e P da microbacia Riacho do Sangue, afluente do reservatório Castanhão, encontrou alto fator de emissão para nitrogênio, com valor na água de 926,7 ± 114,7 µg L⁻¹.

Figura 28 – Variação espacial da Nitrogênio Total (NT) nos sedimentos nos pontos avaliados ao longo do reservatório Castanhão para todo período analisado (agosto/2014 a agosto/2015)



Fonte: Autor.

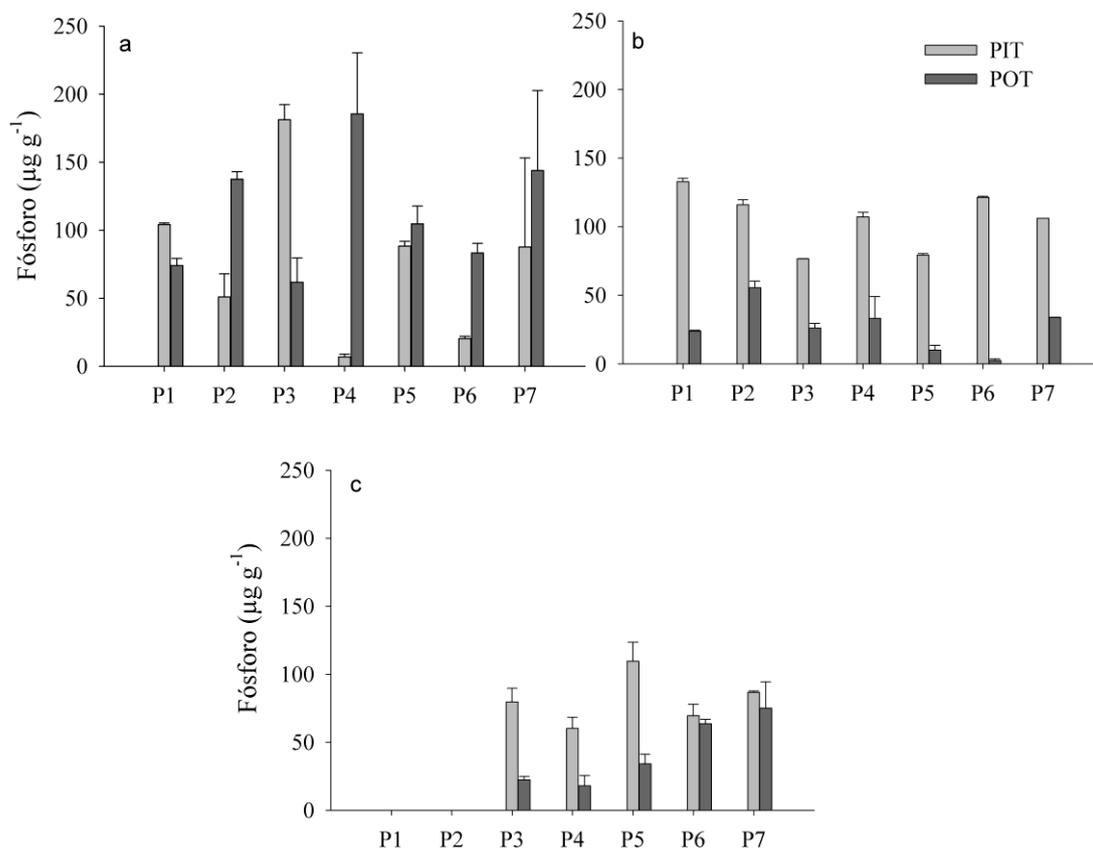
Esse aporte de N proveniente dessa microbacia do Riacho do Sangue pode ser explicado por fontes difusas, no caso agricultura, como também por fontes pontuais, no caso efluentes domésticos.

No sedimento observou-se que os conteúdos NT e MO são correlacionados, sugere-se que o nitrogênio e a MO podem derivar de fontes semelhantes, sendo utilizados pelos produtores primários e, posteriormente, depositados nos sedimentos, na forma orgânica.

Como a perda de solos constitui fonte importante de nutrientes para as águas superficiais. Este é um processo natural que pode ser agravado pelo aumento da urbanização e criação de áreas agrícolas, sendo influenciado pelo tipo de solo presente na área (Cunha, 2010). Geralmente, o nitrogênio é o nutriente que as plantas necessitam em maior quantidade. Quando as adubações não são planejadas corretamente, as perdas desse nutriente podem chegar à ordem de 40 a 50%, sendo a eficiência da adubação em torno de 50 a 60% (UFC, 1993).

A distribuição dos teores de fósforo e a variabilidade dos dados no sedimento é apresentada na Figura 29. Por meio da partição geoquímica do fósforo nos sedimentos constatou-se que, durante o período avaliado, houve variações importantes dos teores de P total nos sedimentos. A partição nos sedimentos nas frações inorgânico total (PIT) e fósforo orgânico total (POT) é dominada, em alguns pontos, pela fração POT; todavia; essa fração deixa de existir ao longo do tempo e passa a ser dominante a fração PIT. As concentrações das frações de PIT e POT apresentados na Figura 31 para o início do estudo mostram que a fração orgânica apresentou resultados superiores nos pontos P2, P4, P5, P6 e P7 quando comparada às frações de fósforo inorgânico.

Figura 29 – Partição geoquímica do fósforo nos sedimentos nos pontos ao longo do reservatório Castanhão, Fósforo Inorgânico Total (PIT) e Fósforo Orgânico Total (POT) a) ago/2012; b) mai/2015 e c) ago/2015



Fonte: Autor.

Uma observação importante na avaliação do sedimento é no P4, pois esse ponto apresenta grande variação da concentração de POT em relação ao PIT, ou seja, 96 % do fósforo presente nessa região é orgânico. No P5 as altas concentrações de POT são facilmente explicadas pela presença do empreendimento da piscicultura, essa atividade faz uso de rações, favorecendo a entrada significativa de N e P para o meio (OLIVEIRA *et al.*, 2015; PEREIRA *et al.*, 2012). Quanto às concentrações inorgânicas das partições do fósforo, os maiores valores foram verificados no P3, representando 73 % do P Total.

O fósforo é um dos elementos da matéria orgânica sujeito a ser retido nos sedimentos e ocorre principalmente na forma de ortofosfato (CHESTER e RILEY, 1978;

BARCELLOS *et al.*, 2005). A redução de POT ao longo do tempo está associada à redução do volume de água e a mineralização da MO do sedimento, disponibilizando fração lábil para a coluna de água. Esse fato é reforçado pelo aumento do fósforo na superfície (TABELA 14), principalmente nos pontos P4 e P5. Quando comparado com a avaliação realizada por Santos *et al.* (2016), verifica-se redução gradual dos teores de fósforo saindo de uma média de 250 $\mu\text{g g}^{-1}$ para 100 $\mu\text{g g}^{-1}$ no período de agosto de 2014 a agosto de 2015.

Outra explicação para redução do fósforo nos sedimentos é a sua relação com o ferro, pois seu ciclo biogeoquímico está diretamente ligado ao ciclo biogeoquímico do fósforo que é um dos principais nutrientes limitantes para produtividade primária. Esse processo se dá através da adsorção do fósforo pelas partículas de óxidos e hidróxidos insolúveis de ferro que, ao se ligarem, precipitam e sedimentam no fundo do ambiente aquático. Todavia, o fósforo é remobilizado e disponibilizado para a coluna d'água quando o Fe^{+3} precipitado passa por um processo de redução a Fe^{+2} (ESTEVES, 2011).

Segundo Otero *et al.* (2014) pode ser gerado pela atividade microbiana ou por mudança no estado de oxidação. Teles *et al.* (2015), ao analisarem ferro dissolvido nas águas e nos sedimentos do Castanhão, em agosto de 2015, verificaram a predominância de Fe^{+2} dissolvido nas águas superficiais e as altas concentrações de Fe^{+2} nas águas de fundo de forma a corroborar o ambiente eutrofizado, portanto menores condições oxidadas e possivelmente disponibilidade do fósforo para coluna. Estudo anteriores também mostraram condições de anoxia e hipóxia nas águas de fundo em vários pontos do açude Castanhão, em agosto de 2013 e maio de 2014 (SANTOS *et al.*, 2016)

Vale salientar que, além das atividades que ocorrem no entorno de uma bacia, existem processos de decomposição do material autóctone que está submerso (TORRES; RESCK; PINTO-COELHO, 2007), corroborando a hipótese de que a carga para a coluna é interna/autóctone sendo constantemente ressuspensa, retroalimentando o sistema e disponibilizado para a coluna d'água. Essa explicação justifica o elevado nível de trofia (ver item 5.1.2).

Dias *et al.* (2012), ao estudarem o padrão de circulação para a região da entrada de água do reservatório Castanhão verificaram que no fundo do reservatório ocorre uma inversão do campo de correntes, favorecendo o soerguimento do hipolímnio até a superfície nas regiões de inversão de correntes e na tomada de água para a fruticultura irrigada (FIGURA

35). Esse resultado corrobora o aumento de muitos nutrientes e metais nos sedimentos e na água nos pontos P3 e P4, quando esses aumentos não estão relacionados a aportes terrestres pluviais. Dados de concentração de fósforo total nas águas de fundo e superficiais avaliados por Teles (2016) justifica a mistura entre as águas de fundo e superfície nessa região (P3 e P4), pois as concentrações apresentaram-se similares.

Wu *et al.* (2016), ao investigarem a variação de P em sedimentos superficiais ao longo de um reservatório verificaram que a profundidade da coluna de água e a granulometria são as implicações da variação da disponibilidade do P. Wang *et al.* (2009) relata a carga interna também como fonte de P e que essa disponibilização de P para coluna d'água pode ocorrer devido as mudanças no fluxo de velocidade de água, pH, OD e Eh (CHRISTOPHORIDIS e FYTIANOS, 2006).

Outro fator sugerido para o aumento de elementos químicos na coluna de água e no sedimento é a operação de tomada d'água na barragem que pode favorecer a ressuspensão e solubilização de nutrientes e metais (FRÉMION *et al.*, 2016). Um evento de mortandade de peixes no reservatório ocorrido em junho de 2015 foi associado pelos piscicultores à abertura das comportas para liberação de água. Relatos em campo argumentam que a saída de água misturou e diminuiu o oxigênio presente na coluna d'água, justificado pelas concentrações de MPS (TABELA 14).

Quanto ao nível do reservatório, sua relação com a redução e/ou mudança de processos de P nos sedimentos pode se dar devido possível mudança de distribuição de sedimentos, ou seja, transporte de sedimentos. Ao contrário do verificado nesse estudo, Wu *et al.* (2016) verificaram aumento de P com aumento dos teores de finos (<0,062 mm) nos sedimentos. Yuan *et al.* (2014), ao avaliarem sedimentos de lagos, observaram correlação de P com partículas finas.

Araújo *et al.* (2013) calcularam o risco de eutrofização em reservatórios de regiões semiáridas e seus resultados mostraram que o risco é dinâmico no tempo e no espaço, variando de ponto a ponto dentro do reservatório de forma que o processo de eutrofização pode aumentar em um período e diminuir em outro.

Segundo Dzikiewicz (2000) o fósforo em excesso acumulado no solo pode ser transportado para as águas superficiais pelo escoamento superficial. Segundo Daniel *et al.* (1994), o fósforo transportado no escoamento superficial ocorre nas formas dissolvido e

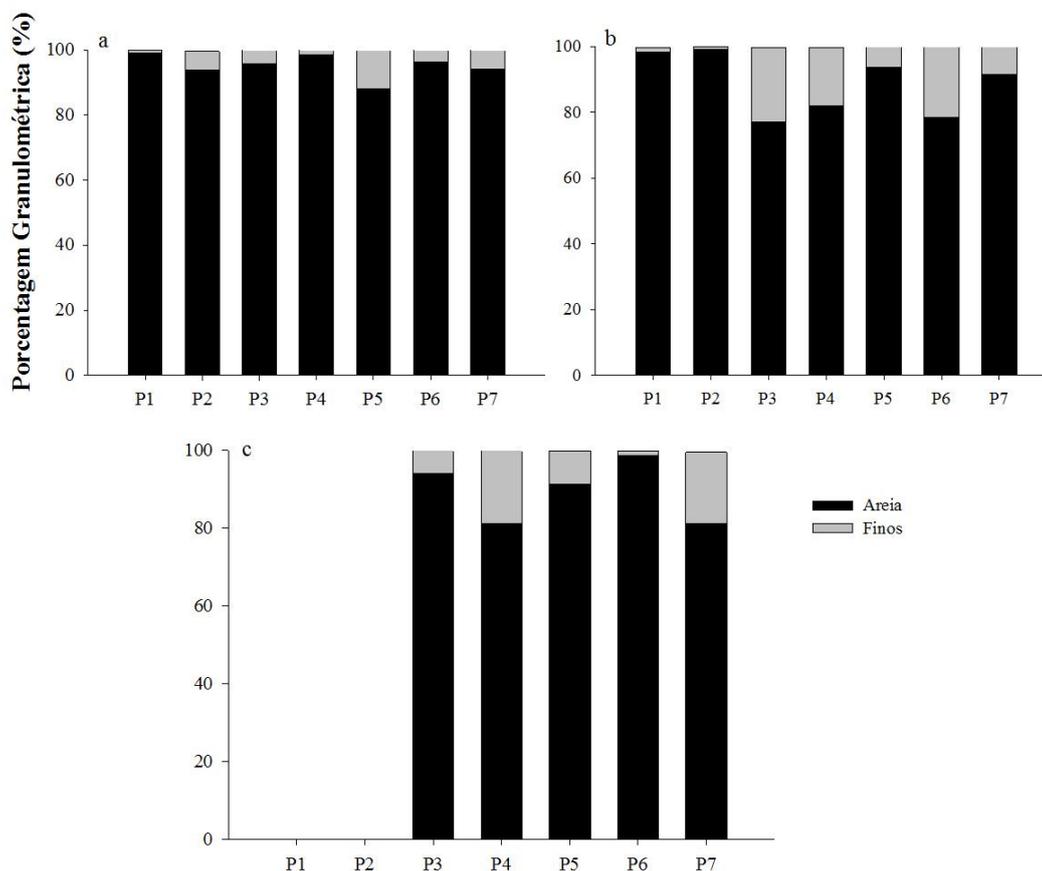
particulado. O fósforo particulado engloba frações da fase sólida, incluindo o fósforo adsorvido nas partículas de solo e de matéria orgânica erodidos durante o escoamento superficial, esta forma contribui com a maior parte do fósforo transportado de regiões agrícolas com preparo convencional dos solos.

Goetz e Zilberman (2000) relatam que o fósforo carregado de áreas agrícolas contém grande fração de fósforo solúvel, este por sua vez apresenta-se prontamente disponível, ou seja, apresenta-se na forma que é assimilada pela comunidade fitoplanctônica. Pretty *et al.* (2000) estimaram que 43% do P na água originam-se a partir da agricultura, principalmente devido à erosão do solo.

4.5.3 Granulometria dos sedimentos de fundo

A granulometria dos sedimentos do Castanhão é dominada pela fração areia (FIGURA 30). Os pontos P1 e P2 são as áreas com maiores percentuais devido à deposição dos sedimentos mais grosseiros ocorrerem nas entradas de reservatórios e deposição de sedimentos finos ocorrer na região de lago, ou seja, perto do barramento. No geral, verifica-se aumento de sedimentos finos nos pontos P3, P4, P6 e P7. A alta variabilidade espacial e sazonal da granulometria pode justificar a variabilidade de alguns nutrientes e metais entre os pontos amostrados no estudo.

Figura 30 – Percentual granulométrico de areia e finos (silte e argila) dos sedimentos de fundo nos pontos avaliados ao longo do reservatório Castanhão a) ago/2014; b) maio/2015 e c) ago//2015

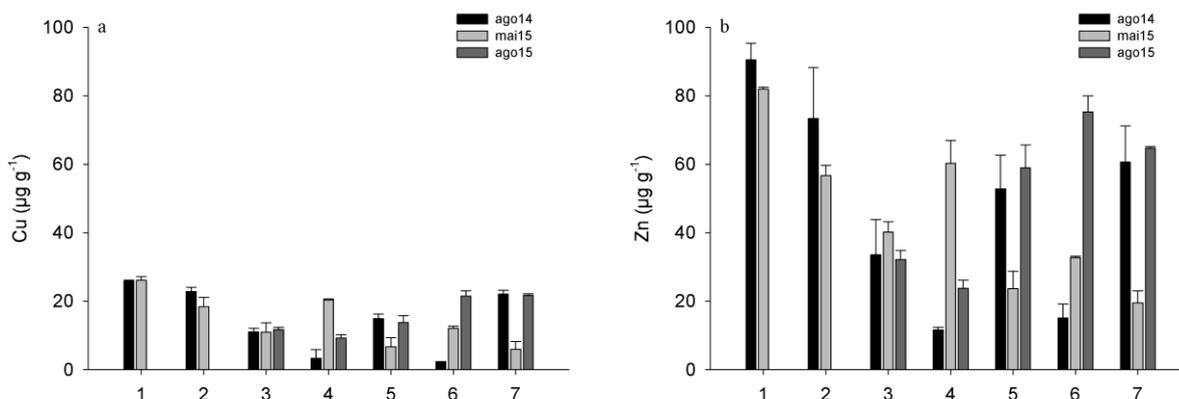


Fonte: Lima *et al.*, 2001.

4.5.4 Metais traço nos sedimentos de fundo

No sedimento foi realizada a análise de metais traço e cálculo de Fator de Enriquecimento (FE), a fim de verificar e entender possíveis pressões antrópicas no entorno do reservatório em estudo. Os teores dos metais Cu e Zn são apresentadas na Figura 31.

Figura 31 – Teores dos metais a) Cobre (Cu) e b) Zinco (Zn) nos sedimentos de fundo nos pontos avaliados ao longo de Reservatório Castanhão para todo período analisado



Fonte: Autor.

Quando se discute aspectos de valores orientadores, a Resolução 454 de 2012 para sedimentos (BRASIL, 2012) indica valores com nível 1 (limiar abaixo do qual não há menor probabilidade de efeitos adversos à biota) e nível 2 (limiar acima do qual não há maior probabilidade de efeitos adversos à biota).

Portanto, ao avaliar os sedimentos no reservatório verificou-se que os metais Cu e Zn não representam risco à biota para todo período avaliado em todos pontos, pois apresentaram valores abaixo do orientado no nível 1. Para cobre esse valor é de 35,7 mg kg⁻¹, e Zn 123 mg kg⁻¹.

Os valores de Cu nos sedimentos superficiais variaram de 2,34 a 26,11 µg g⁻¹ com valores maiores observados nos pontos P1 e P2 e valor mínimo no ponto P6. Todavia, essa tendência foi variável no decorrer do tempo, passando o ponto P6 a apresentar maiores concentrações de cobre ao final do estudo. O enriquecimento nesse ponto corrobora a influência da piscicultura, haja vista que essa região passou a ser área de produção e instalação dos tanques redes.

O Cu é muito dependente do carbono orgânico, pois, segundo Campbell e Tessier (1996), o elemento tem alta afinidade por material particulado, principalmente óxidos de ferro e manganês e matéria orgânica, tendendo a acumular no sedimento. Em ambientes aquáticos o Cu pode existir na forma particulada, coloidal ou solúvel. As principais barreiras

geoquímicas são pH, adsorção pelas argilas, pelos óxidos de Fe-Mn e pela matéria orgânica (ZHANG; HUA e KREBS, 2016).

Quanto ao zinco, os principais usos antropogênicos do Zn são na indústria, nos pesticidas, nos fungicidas, nos fertilizantes entre outras. Os valores de Zn nos sedimentos superficiais variaram de 11,58 a 90,49 $\mu\text{g g}^{-1}$ com valores maiores observados nos pontos P1 e P2 e valor mínimo no ponto P3.

Com esses dados de metais nos pontos avaliados no reservatório pode-se concluir que os metais presentes nos sedimentos de fundo já refletem o aporte de Zn atividade irrigada como bem discutido no item **4.3.1**.

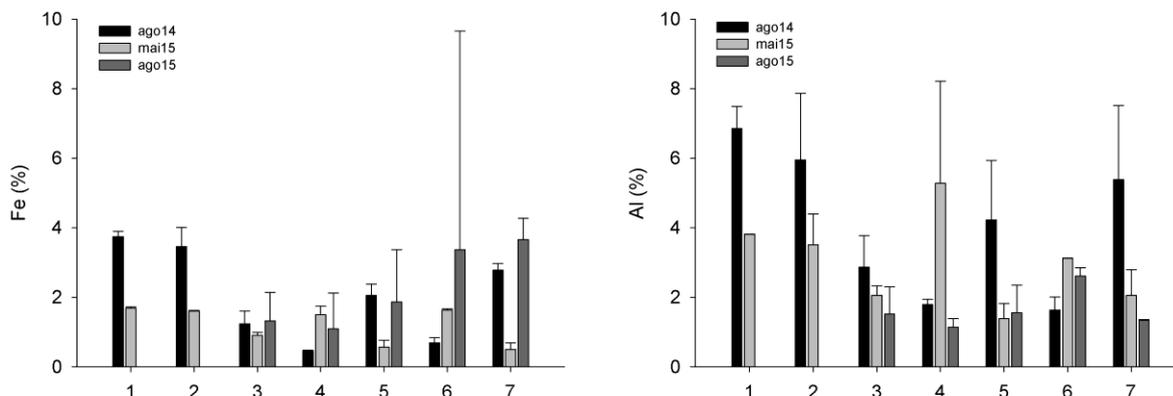
4.5.5 Elementos maiores

Na Figura 32 são apresentadas as concentrações médias e desvios dos elementos Fe e Al dos sedimentos de fundo do reservatório Castanhão. Elementos maiores são conhecidos por essa denominação, pois suas concentrações naturais na superfície terrestre excedem 10 mg kg^{-1} (FORSTER, 1989).

As maiores concentrações de Fe e Al ocorreram nas áreas de aportes fluviais (pontos P1 e P2). O ponto P7 também apresentou dados elevados de elementos maiores, caracterizando uma área de aporte alóctone para o início do estudo. No período chuvoso (maio/2015) esse aporte foi significativo no ponto P4 (área da agricultura), indicativo de ressuspensão nessa área, haja vista não ter ocorrido chuva no período que caracterize entrada de sedimentos.

Metais traço no ambiente aquático se encontram na fase aquosa, seja ela coluna d'água e água intersticial, na fase sólida e na biota (REIS, 2011). Segundo Sahuquillo, Rigol e Rauret (2002), quando a influência antrópica é pouco pronunciada, os metais traço são ligados principalmente aos silicatos e aos minerais primários, possuindo baixo grau de mobilização. Quando ligados a outras fases dos sedimentos, como carbonatos, óxidos, hidróxidos e sulfetos, pode-se inferir que foram incorporados a partir de atividades antrópicas e apresentam maior mobilidade.

Figura 32 – Teor de Fe e Al nos sedimentos de fundo nos pontos avaliados ao longo de Reservatório Castanhão para todo período analisado



Fonte: Autor.

4.5.6 Avaliação estatística das variáveis dos sedimentos ao longo do reservatório Castanhão

Foi utilizada matriz de correlação de Pearson para avaliar as correlações estatísticas entre os teores de metais e entre metais e MO determinados nos sedimentos (TABELA 18). Para a campanha de coleta realizada em agosto de 2014, nos sedimentos verificou-se alta correlação positiva entre Cu, Zn, Fe e Al. Todavia, não foi verificada correlação com a MO.

Essa baixa correlação, no início do estudo, com a matéria orgânica sugere que a matéria orgânica não é o principal carreador dos metais, caracterizando assim um possível enriquecimento alóctone, ou seja, provenientes de aporte externos, corroborada pela alta correlação entre os elementos maiores Al e Fe. Portanto a baixa relação com a matéria orgânica pode ser explicada por ter ocorrido evento de chuva no mês de maio de 2014 (SANTOS *et al.*, 2015), justificado pelo maior aporte nas entradas (P1 e P2) que estariam associados a aporte alóctone, no caso Al e Fe.

No entanto quando avaliado o segundo período, maio de 2015 (TABELA 19) a MO passa a representar papel importante com correlações positivas de 0,85 e 0,88 com Cu e

Zn, respectivamente. Essa correlação indica formação de complexos com os metais-traços e deposição no sedimento.

Na última campanha realizada em agosto de 2015 a correlação dos metais com a matéria orgânica aumenta (TABELA 20) e com o Al diminui, corroborando a hipótese de que a matéria orgânica passou a ser o principal carreador a indicar mais aporte autóctone, maior tempo de residência. Essa correlação é corroborada pelas altas concentrações de MO verificada (FIGURA 28), bem como pelas altas correlações dos AF e HU.

Tabela 18 – Matriz de correlação para todos os metais e matéria orgânica nas amostras de sedimento do reservatório Castanhão na campanha ago/2014 (n = 14, correlações em negrito são significantes a $p < 0,05$)

	Cu	Zn	Fe	Al	%MO	PT	POT	PIT	NT	Finos	AH	AF	HU
Cu	1.00												
Zn	0.98	1.00											
Fe	0.98	0.99	1.00										
Al	0.90	0.89	0.88	1.00									
%MO	0.54	0.48	0.51	0.52	1.00								
PT	0.40	0.25	0.22	0.29	0.48	1.00							
POT	-0.11	-0.20	-0.12	-0.10	0.57	0.14	1.00						
PIT	0.39	0.35	0.26	0.29	-0.07	0.66	-0.65	1.00					
NT	0.83	0.72	0.79	0.79	0.78	0.40	0.27	0.10	1.00				
Finos	0.16	0.17	0.22	0.17	0.04	-0.19	0.13	-0.25	0.31	1.00			
AH	-0.04	0.06	0.11	0.02	-0.45	-0.76	-0.36	-0.31	-0.01	0.57	1.00		
AF	-0.52	-0.47	-0.45	-0.53	-0.90	-0.44	-0.51	0.05	-0.50	0.13	0.63	1.00	
HU	-0.34	-0.25	-0.19	-0.29	-0.58	-0.77	-0.15	-0.48	-0.23	0.55	0.92	0.75	1.00

Tabela 19 – Matriz de correlação para todos os metais e matéria orgânica nas amostras de sedimento do reservatório Castanhão na campanha mai/2015 (n = 14, correlações em negrito são significantes a $p < 0,05$)

	Cu	Zn	Fe	Al	%MO	PT	POT	PIT	NT	Finos	AH	AF	HU
Cu	1.00												
Zn	0.99	1.00											
Fe	0.84	0.78	1.00										
Al	0.73	0.67	0.70	1.00									
%MO	0.88	0.85	0.73	0.69	1.00								
PT	0.67	0.63	0.62	0.64	0.90	1.00							
POT	0.32	0.34	0.14	0.33	0.65	0.70	1.00						
PIT	0.67	0.58	0.75	0.61	0.71	0.81	0.14	1.00					
NT	0.47	0.45	0.37	0.51	0.71	0.64	0.75	0.26	1.00				
Finos	-0.35	-0.39	0.08	-0.25	-0.47	-0.32	-0.50	-0.03	-0.69	1.00			
AH	0.28	0.22	0.56	0.33	0.42	0.46	0.41	0.30	0.72	-0.04	1.00		
AF	-0.15	-0.15	-0.15	-0.17	-0.27	-0.46	-0.30	-0.39	0.28	-0.35	0.28	1.00	
HU	0.65	0.66	0.55	0.54	0.84	0.82	0.88	0.41	0.82	-0.42	0.64	-0.21	1.00

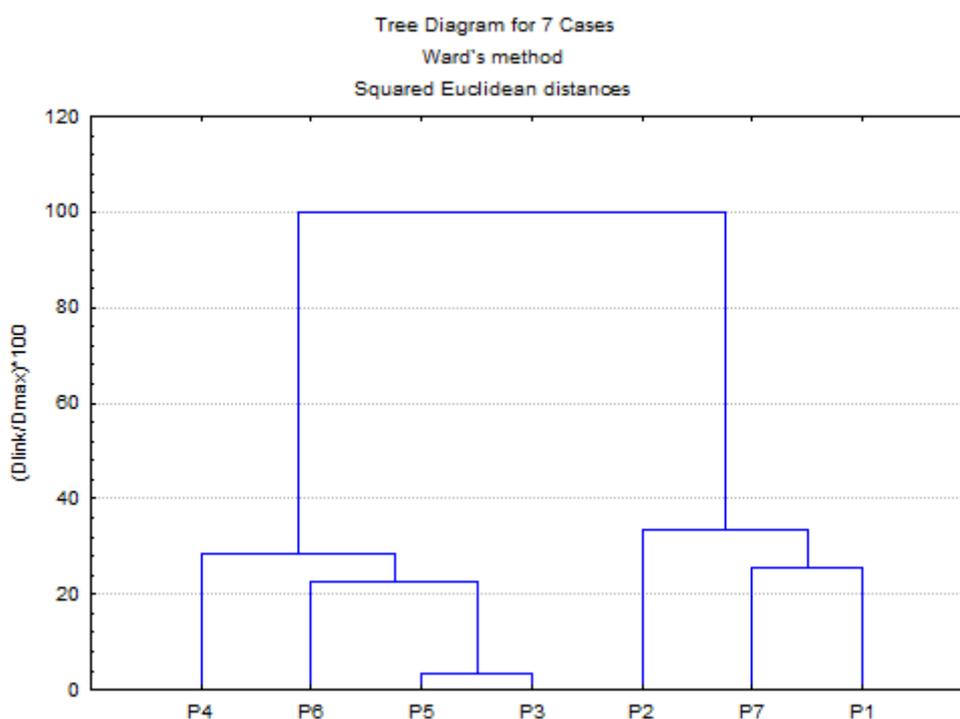
Tabela 20 – Matriz de correlação para todos os metais e matéria orgânica nas amostras de sedimento do reservatório Castanhão na campanha ago/2015 (n = 10, correlações em negrito são significantes a $p < 0,05$)

	Cu	Zn	Fe	Al	%MO	PT	POT	PIT	NT	Finos	AH	AF	HU
Cu	1.00												
Zn	0.91	1.00											
Fe	0.95	0.86	1.00										
Al	0.56	0.63	0.42	1.00									
%MO	0.96	0.81	0.97	0.31	1.00								
PT	0.81	0.87	0.82	0.28	0.82	1.00							
POT	0.98	0.87	1.00	0.45	0.99	0.83	1.00						
PIT	0.12	0.37	0.11	-0.11	0.11	0.66	0.13	1.00					
NT	0.89	0.64	0.90	0.44	0.92	0.54	0.90	-0.26	1.00				
Finos	-0.34	0.06	-0.37	-0.04	-0.43	0.14	-0.38	0.77	-0.72	1.00			
AH	0.00	0.07	-0.12	0.59	-0.17	-0.11	-0.16	0.02	-0.07	0.15	1.00		
AF	0.91	0.89	0.88	0.85	0.80	0.59	0.84	-0.09	0.80	-0.31	0.18	1.00	
HU	0.97	0.81	0.98	0.57	0.96	0.68	0.97	-0.10	0.97	-0.53	-0.05	0.91	1.00

4.5.6.1 Análise de agrupamento e ACP (Análise de Componente Principal)

No intuito de realizar avaliação espacial os sedimentos do reservatório foram agrupados quanto à similaridade das variáveis monitoradas. O que se observa é que foram definidos dois grupos e ambos apresentam os mesmos pontos de distinção da água, o que afirma haver processos peculiares e diferentes no grupo 1 (pontos P1, P2 e P7) e no grupo 2 (pontos P3, P4, P5 e P6).

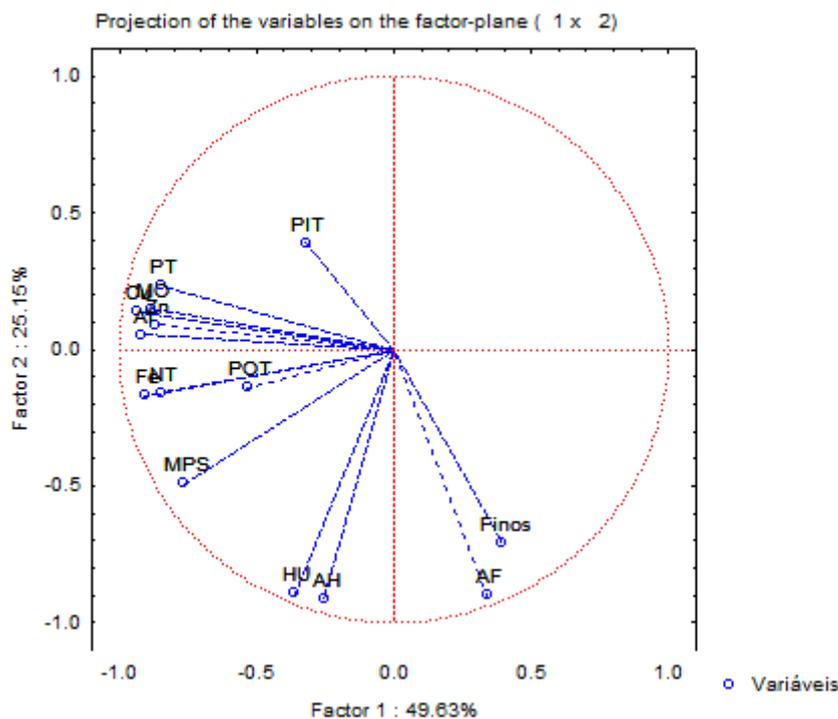
Figura 33 – Dendrograma dos pontos de coleta e grupos 1 e 2 formados no reservatório Castanhão quanto as variáveis analisadas nos sedimentos, incluindo todo período monitorado



Fonte: Autor.

O Grupo 1 apresenta forte similaridade entre si, ela pode ser explicada pela correlação alta e positiva entre MO e NT. Os pontos P6 e P3 foram bem distintos e individualizados. Os pontos P4 e P5 (Grupo 2) apresentaram também forte similaridade, nesse grupo foi verificado altos valores de fósforo total e fósforo dissolvido da água (TABELA 16).

Figura 34 – Correlações pela ACP quanto as variáveis analisadas nos sedimentos, incluindo todo período monitorado



Fonte: Autor.

Na Tabela 21 verifica-se uma forte e positiva correlação entre os metais, PT, NT, MO e MPS para o fator 1 que explica 49,63 % da variabilidade dos dados (FIGURA 34). O fósforo inorgânico total (PIT) e o fósforo orgânico total (POT) apresentam correlação forte negativa que justifica a diminuição do POT no início das avaliações e predomínio das frações PIT nos sedimentos do reservatório, a reforçar o processo de decomposição da fração orgânica e disponibilidade para coluna d'água.

Outra forte correlação foi entre as frações húmicas, todavia verifica-se que os metais não apresentaram relação com essa fração da matéria orgânica, quando analisado todo o período.

As correlações entre a MO, metais e MPS da água, indicam que os metais estão mais associados ao material particulado ressuspenso, corroborado pelo MPS e/ou proveniente da fração mais lábil da MO, fração essa não analisada nesse estudo. As elevadas temperaturas

favorecem também que a matéria orgânica seja mineralizada rapidamente, tornando-se disponível para os organismos e conseqüentemente aumento dessa produtividade.

Tabela 21 – Correlações dos fatores das componentes das variáveis analisadas nos sedimentos do reservatório

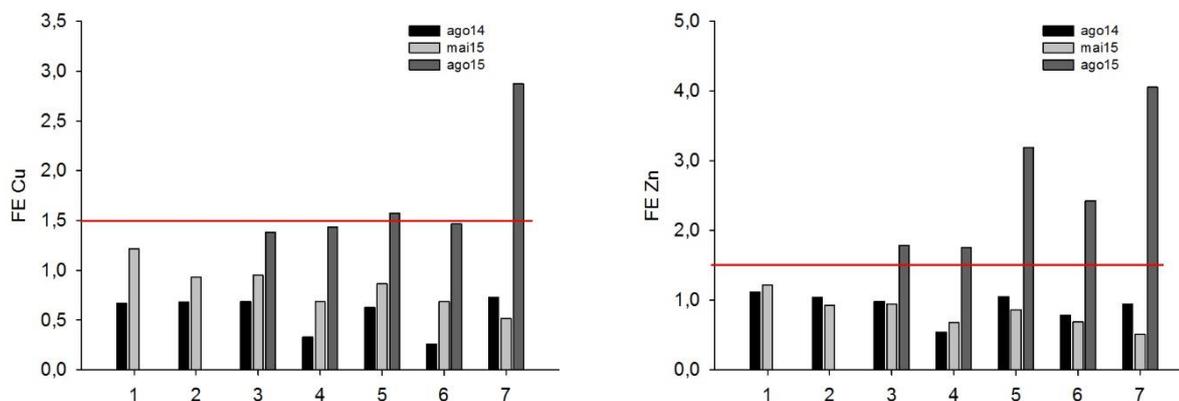
	Fator 1	Fator 2
MPS	-0.76	-0.49
Cu	-0.93	0.14
Zn	-0.87	0.09
Fe	-0.91	-0.17
Al	-0.92	0.05
MO	-0.89	0.15
PT	-0.85	0.23
POT	-0.53	-0.14
PIT	-0.32	0.39
NT	-0.84	-0.16
Finos	0.39	-0.71
AH	-0.26	-0.91
AF	0.34	-0.90
Hu	-0.36	-0.89

Fonte: Autor.

4.5.7 Fator de enriquecimento (FE)

O impacto antrópico foi avaliado por meio do cálculo do fator de enriquecimento (FE) bem como pela comparação dos valores de referência da resolução CONAMA (454) para sedimentos. Ao fazer avaliação do ponto de vista espacial e sazonal (FIGURA 35), pode-se verificar que o fator de enriquecimento só excedeu o valor base (1,5) na última campanha de amostragem realizada, para os elementos Cu e Zn.

Figura 35 – Distribuição do Fator de Enriquecimento (FE) para Cobre (Cu) e Zinco (Zn) ao longo do reservatório Castanhão



Fonte: Autor.

4.5.7.1 Avaliação do Fator de Enriquecimento nas matrizes solo, sedimentos erodidos e sedimentos de fundo para a área irrigada

Ao realizar avaliação conjunta desse enriquecimento nas matrizes solo, sedimento erodido e sedimento de fundo, com intuito de entender a relação entre uso e ocupação e aporte de sedimento para dentro do reservatório (FIGURAS 36, 37 e 38). Para os metais Cu e Zn seus FE são bem pronunciados nos sedimentos de fundo no decorrer do tempo.

Figura 36 – Teores dos metais Cobre (Cu), Zinco (Zn) Ferro (Fe) e Alumínio (Al) na matriz solo, sedimento erodido e sedimento do fundo e Fator de Enriquecimento (FE) para o período de agosto/2014

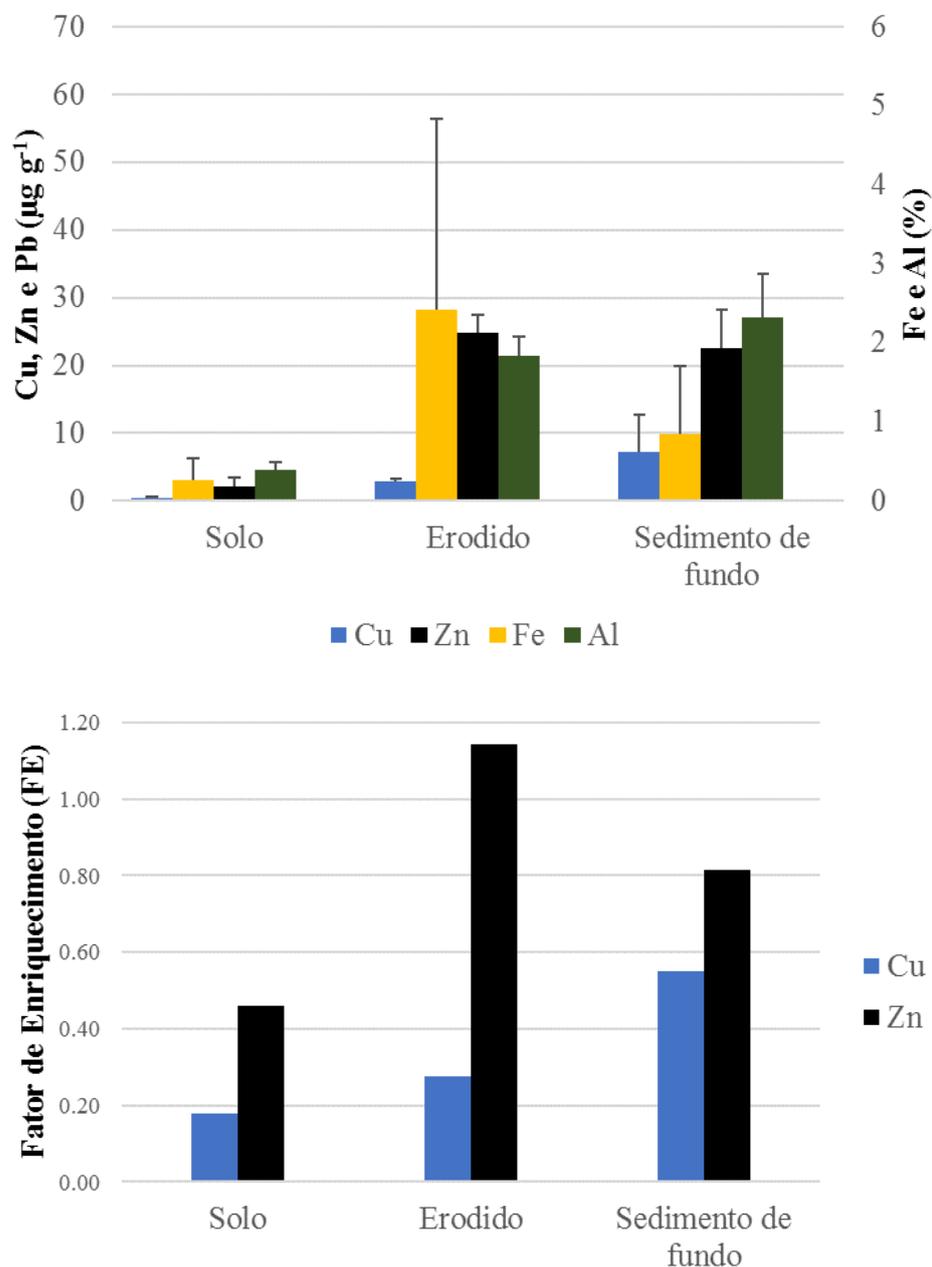


Figura 37 – Teores dos metais Cobre (Cu), Zinco (Zn), Ferro (Fe) e Alumínio (Al) na matriz solo, sedimento erodido e sedimento do fundo e Fator de Enriquecimento (FE) para o período de maio/2015

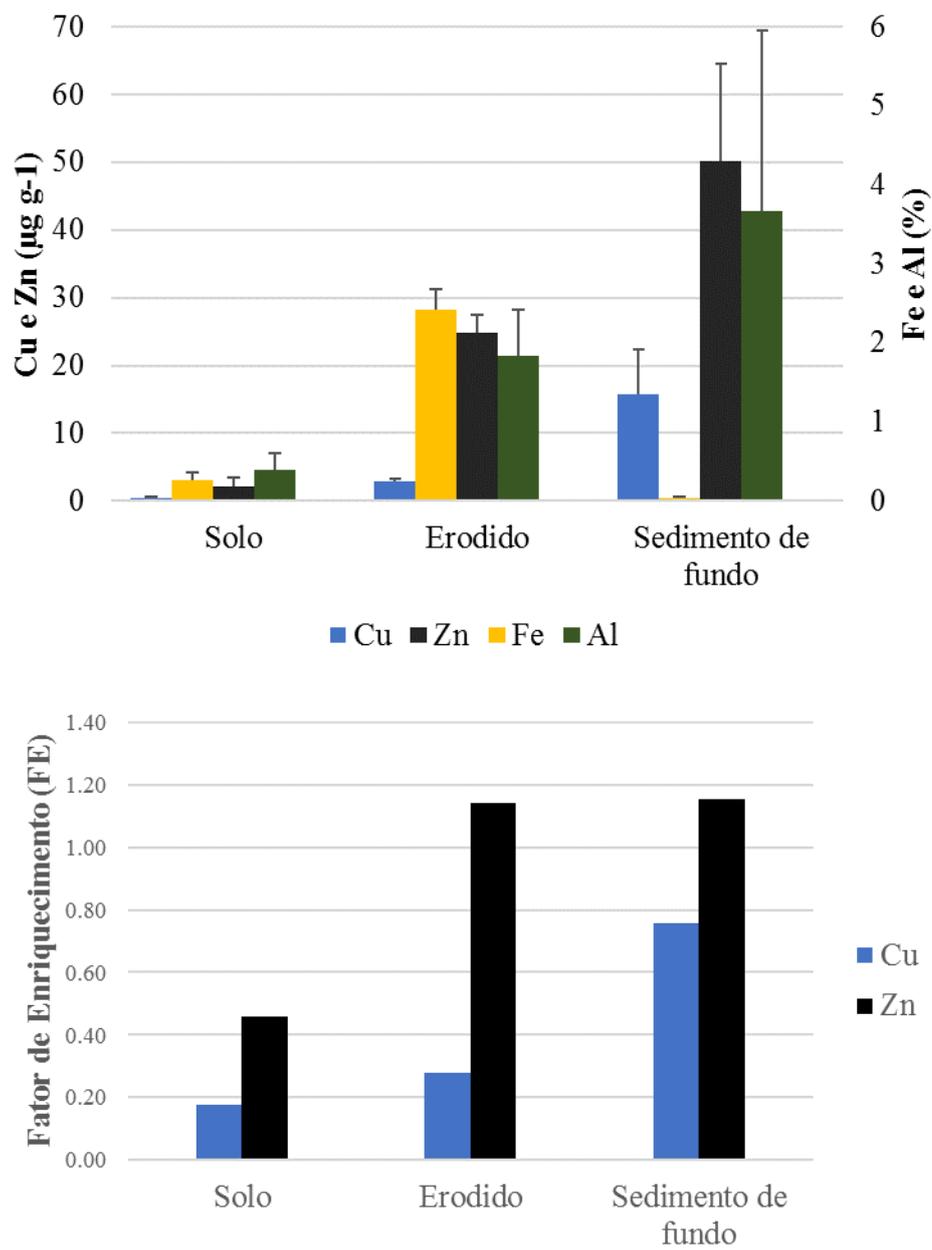
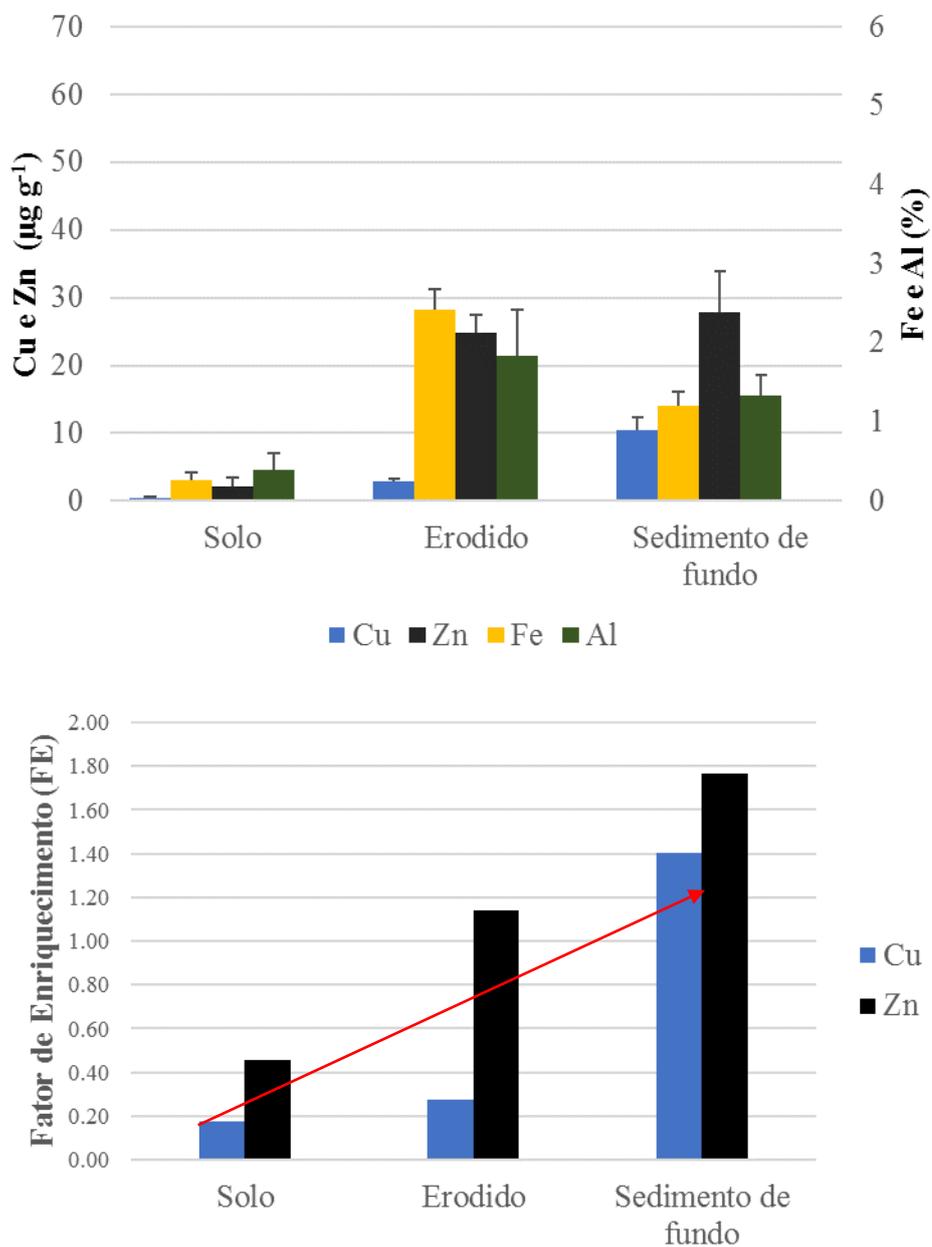


Figura 38 – Teores dos metais Cobre (Cu), Zinco (Zn), Ferro (Fe) e Alumínio (Al) na matriz solo, sedimento erodido e sedimento do fundo e Fator de Enriquecimento (FE) para o período de agosto/2015



Fonte: Autor.

De modo geral verificou-se maior teor dos metais nos sedimentos em comparação com o solo. Bing *et al.* (2016) verificaram que as concentrações de metais no sedimento do

fundo do reservatório os valores de metais excederam os encontrados nos solos locais. Esse resultado é indutivo de que esses metais podem ter sido carreados e, provavelmente, acumulados no sedimento.

No que diz respeito ao Cu para todo período de estudo, foi verificado crescente enriquecimento, partindo de um FE de 0,55 (FIGURA 36) a valor de 1,4 (FIGURA 38), para o final do monitoramento, no sedimento de fundo. Apesar de não estar acima do valor definido como reflexo de influência antrópica (1,5) é pertinente o monitoramento quanto a seu aporte para dentro do reservatório, haja vista que é verificado enriquecimento desse metal do solo para o sedimento. Segundo Zang e Liu (2002), valores de FE entre 0,5 e 1,5 sugerem que o metal pode ser originado da matriz mineral ou de processos intempéricos naturais. Entretanto, $FE > 1,5$ sugere que uma porção significativa do metal é de origem antrópica.

Na atividade agrícola o Cu está presente nos fertilizantes. Lacerda *et al.* (2004) ao estimarem as cargas de origem natural e antrópica, e a concentração e distribuição espacial de metais (Cu, Zn, Cd e Pb) no Rio Jaguaribe (CE) verificaram que para o Cu a principal fonte é a agricultura, esta fonte responde por cerca de 85% da carga total de Cu, corroborando o resultado aqui apresentado.

No que diz respeito ao Zn também se verificou aumento do FE partindo de um valor de 0,82 (ago;2014) para 1,77 (ago;2015). Verifica-se a partir do FE enriquecimento nos sedimentos de fundo, portanto um aporte significativo para dentro do reservatório. Esse aumento é confirmado pelas concentrações elevadas verificadas nos sedimentos de fundo no final do estudo variando de (23 a 50 $\mu\text{g g}^{-1}$). Muito provavelmente os metais chegam na água associados à matéria orgânica do material particulado em suspensão transportado pela alta descarga fluvial e/ou ressuspensão, conforme mostraram as correlações geoquímicas. Nesse novo ambiente os metais encontram condições favoráveis à sua complexação com a matéria orgânica do MPS. Por isso não foi observado enriquecimento maior dos metais nos sedimentos de fundo.

Frémion *et al.* (2016) ao estudarem um reservatório na França associaram a maior liberação e solubilização de metais a diminuição do pH medida durante a operação de abertura de comportas que favorece a liberação das formas livres de elementos metálicos (Al e Cu) e diminui a influência da complexação da MO. Estas alterações, seja em termos de

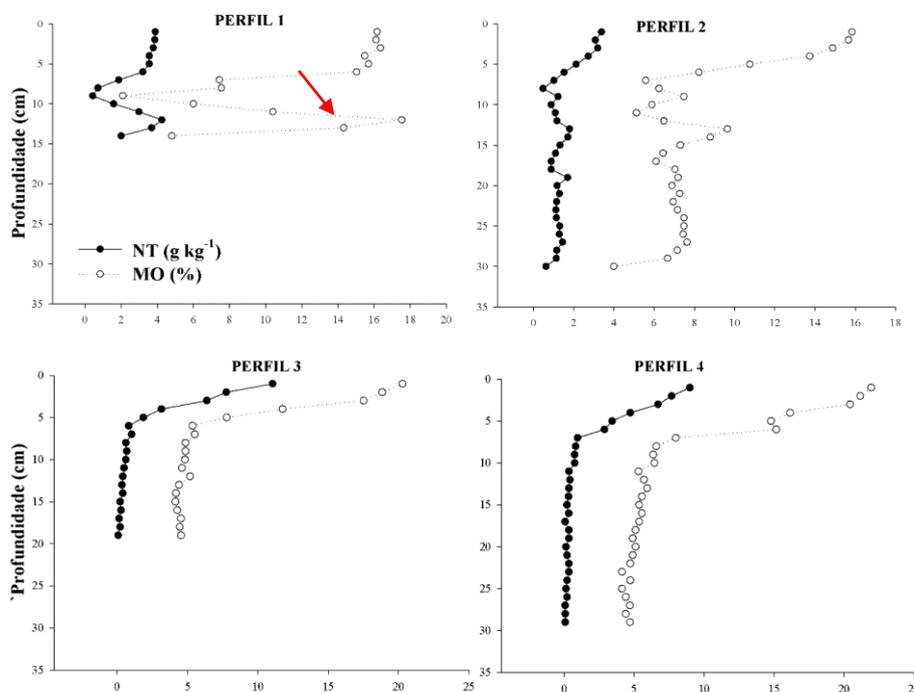
condições físicas quer de especiação, aumentam a biodisponibilidade a longo prazo dos metais com efeitos adversos sobre a biota aquática.

4.6 TAXA DE SEDIMENTAÇÃO NO RESERVATÓRIO CASTANHÃO

A Taxa de Sedimentação (TS) calculada a partir dos perfis de solos situados na entrada do reservatório, apresentou média de 1,2 e 2,5 cm ano⁻¹ para os perfis 1 e 2, respectivamente. A TS média encontrada na área adjacente ao perímetro irrigado Curupati (Figura 39) (perfis 3 e 4) foi de 1,6 e 2,5 cm ano⁻¹, respectivamente.

De modo geral, os valores de MO (FIGURA 39) oscilaram entre 2,08 e 22,54%, com valores geralmente crescentes a partir das camadas de 12 a 13 cm no perfil 1 (em destaque), em direção a superfície do solo. Esse incremento na MO pode ser resultante da maior entrada de cargas proveniente da bacia de drenagem durante a inundação do reservatório (FIGURA 40), ocorrida no ano de 2004 época de sua implantação (COGERH, 2017).

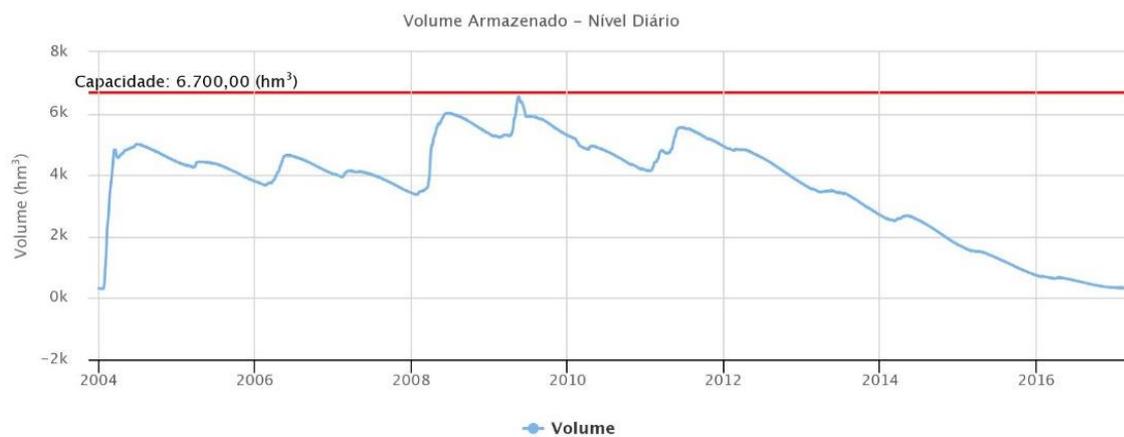
Figura 39 – Teores de Matéria Orgânica (MO) e Nitrogênio Total (NT) nos perfis (Perfil 1; Perfil 2; Perfil 3 e Perfil 4) coletados no reservatório Castanhão, perfis 1 e 2 na entrada do reservatório e perfis 3 e 4 na área adjacente à área irrigada



Fonte: Autor.

Figura 40 – Evolução do volume armazenado do reservatório Castanhão de 2004 a 2017

Reserv.: Castanhão – Capac.: 6.700,00 (hm³) – Vaz. Atual: 3.500,00 (L/s)



COGERH | Funceme

Fonte: COGERH, 2017.

Vale destacar que os valores de MO encontrados na camada superficial dos sedimentos acompanham a tendência de incremento da MO, sobretudo, nos primeiros nove centímetros dos perfis adjacentes ao perímetro irrigado (perfis 3 e 4), onde as atividades agropecuárias são mais presentes. Ante isso, sugere-se que nos últimos anos o aporte de MO tem se intensificado em decorrência de atividades desenvolvidas na bacia.

No que se refere à taxa de sedimentação, ocorreu também seu aumento a partir da camada de nove cm até a superfície, indicando o maior carreamento de sedimentos para dentro do reservatório. Vale destacar que após a inundação, ocorrida em 2004, os maiores eventos pluviais ocorreram em 2008 e 2009 (FIGURA 40), com médias pluviométricas anuais de 1.187 mm e 1.052 mm, respectivamente, sendo esses eventos os possíveis responsáveis pelas maiores taxas de sedimentação na camada superficial dos perfis coletados.

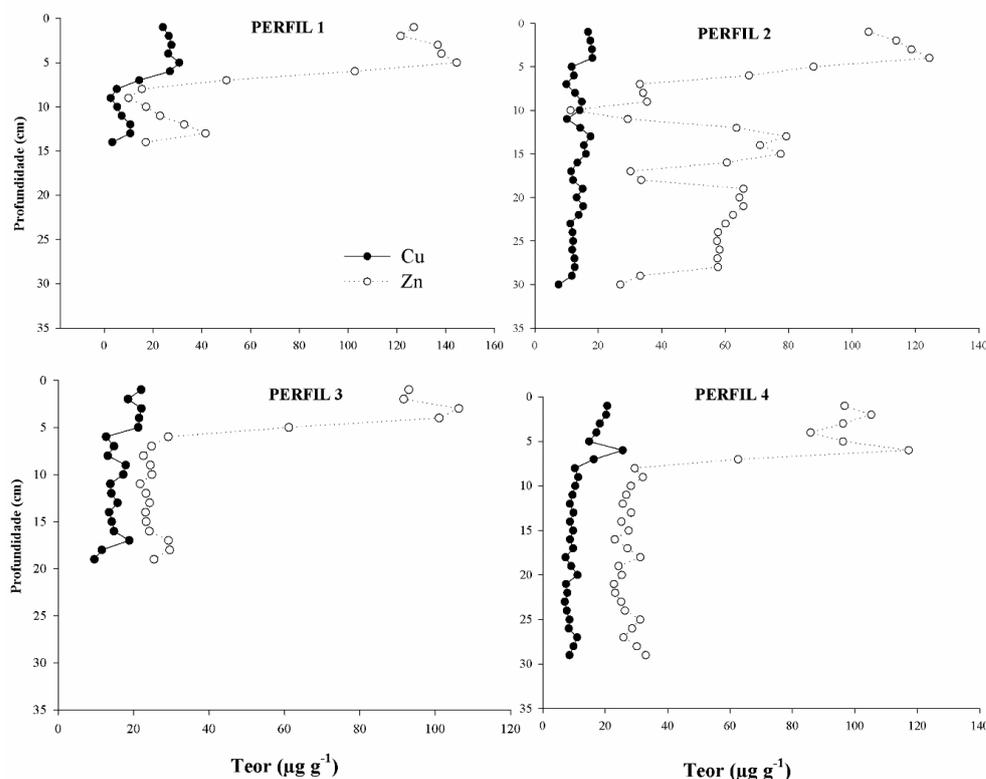
Ainda em relação a MO, observou-se que seus teores foram mais constantes na primeira camada de solo (até aproximadamente 5 cm) o que é justificado baixa pluviosidade em anos recentes (2013 a 2015), sendo em 2015 a pluviosidade anual de apenas 487 mm.

Os teores de N (Figura 39) e dos metais Cu, Zn, Fe e Al (Figuras 41 e 42) seguiram de um modo geral tendência similar ao dos teores de MO. No caso do N sabe-se que é um dos componentes majoritários da MO, portanto, sugere-se que seus teores sofreram influências similares as da MO.

Para os metais, os valores mais elevados a partir dos dez cm de profundidade em direção a superfície do solo, sendo mais variáveis na área de entrada do reservatório (perfis 1 e 2).

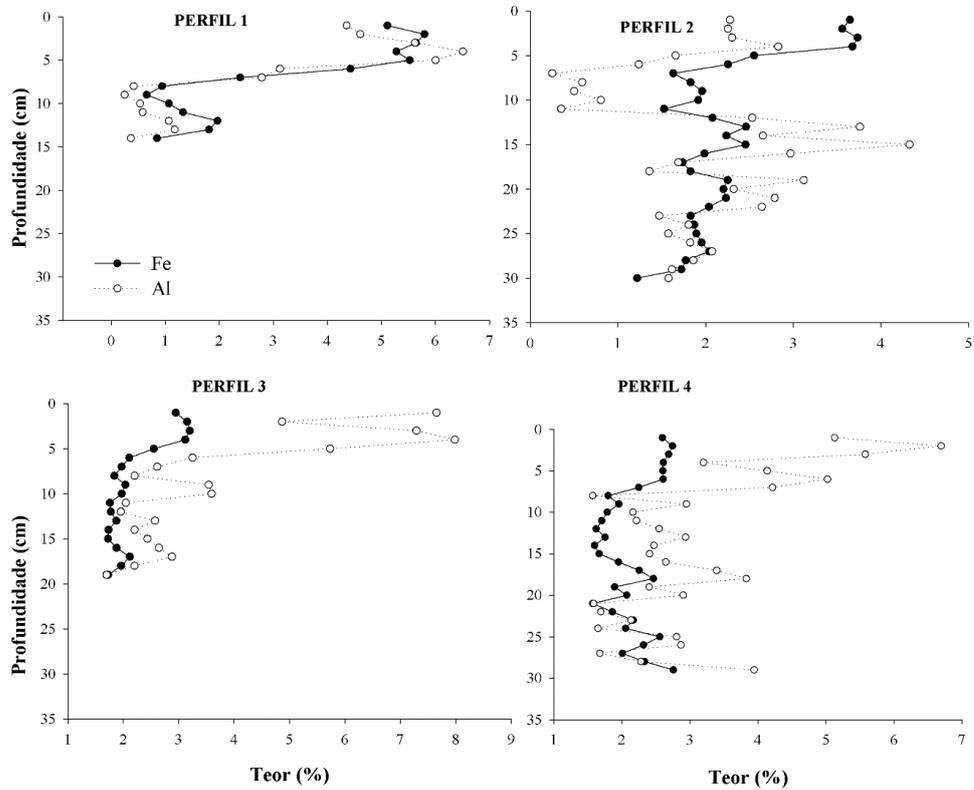
Teores de Fe variaram 0,85 a 5% nos perfis, todos com maiores teores na superfície diferindo pouco entre as áreas de entrada da bacia e atividade agrícola. No tocante ao Al variaram de 0,2 a 6% para os perfis 1 e 2 e 1,5 a 7% nos perfis 3 e 4.

Figura 41 – Teores de Cobre (Cu) e Zinco (Zn) nos perfis coletados no reservatório Castanhão a) Perfil 1; b) Perfil 2; c) Perfil 3 e d) Perfil 4, perfis 1 e 2 na entrada do reservatório e perfis 3 e na área adjacente à área irrigada



Observa-se teores maiores de Al (FIGURA 42) nos perfis 3 e 4, possivelmente explicado pela presença de argilominerais. Segundo Guy (1970) partículas finas de sedimentos são facilmente transportadas em suspensão enquanto partículas maiores são transportadas em suspensão por distancias muito curtas, ou arrastadas no leito dos rios enquanto as partículas mais grosseiras refletem maior proximidade da área de entrada, no caso os perfis 1 e 2. Dang *et al.* (2010) relataram que a sedimentação em reservatórios diminui o transporte de sólidos da montante para a jusante. As partículas maiores se depositam nas entradas e as mais finas vão se acumular em áreas mais baixas ou permanecer em suspensão (PAIVA; PAIVA, 2003).

Figura 42 – Teores de Ferro (Ferro) e Alumínio (Al) nos perfis coletados no reservatório Castanhão a) Perfil 1; b) Perfil 2; c) Perfil 3 e d) Perfil 4, perfis 1 e 2 na entrada do reservatório e perfis 3 e 4 na área adjacente à área irrigada



5 CONCLUSÕES

Com os dados aqui apresentados, característicos de uma prolongada estiagem na região verificou-se processos peculiares:

- No que concerne a metodologia do uso de imagens de satélite conclui-se que o método facilitou a localização de áreas mais susceptíveis a erosão do solo, bem como, os acessos e logística de campo no entorno do reservatório, auxiliando, portanto, em estudos de erosão do solo. Quando comparado ao MaxVer o algoritmo Decision tree (DT), aplicado no sensor de melhor resolução espacial (WorldView-2), obteve melhor acuidade quando considerando as áreas irrigadas, classe essa que foi superestimada pelo MaxVer. Vale salientar que o uso de dados do SRTM facilitou a identificação de áreas mais propensas ao carreamento de sedimentos para dentro do reservatório.
- Os usos AD e AI tem alto potencial em aportar cargas para o reservatório, devido as menores concentrações de COT, indicativo de serem áreas mais susceptíveis a erosão.
- Quanto a perda de solo pode-se concluir que o significativo evento de perda de solo da AI estar associado as características do solo, ou seja, fator erodibilidade, devido baixa taxa de infiltração decorrente da pouca profundidade do perfil, bem como a falta de práticas conservacionistas na área na atividade irrigada. Portanto os solos com atividade agrícola desenvolvida entorno do reservatório Castanhão apresenta forte potencial em aportar cargas para ao reservatório, sendo necessário medidas preventivas nas áreas agrícolas, essas medidas estão relacionadas ao uso de práticas conservacionista dos solos, sejam elas edáficas, vegetativas e/ou mecânicas.
- A perda total (203,2 t ano⁻¹) verificada nos solos representa perda da qualidade do solo para a atividade desenvolvida proporcionando perda de produtividade e um prejuízo ao agricultor e um potencial aporte da carga Cu e Zn. Vale salientar que a utilização dos dados de perda de solo mensurados neste estudo é de suma importância para

cálculos de fator de emissão, haja vista representar a realidade da denudação dos solos locais, diminuindo a superestimativa das cargas estimadas.

- Especialmente, quanto à qualidade da água e do sedimento do reservatório Castanhão, verificou-se a formação de dois grupos distintos de pontos e que atenção especial deve ser dada para o grupo 1 (P3, P4, P5 e P6) que representa áreas com maiores pressões antrópicas, utilizadas para a piscicultura (fonte pontual) e agricultura (fonte difusa) que já refletem mais impacto do que a carga total proveniente da bacia. Esses processos poderão ser intensificados, assim poderá necessitar de medidas mitigadoras, como redimensionamento da agricultura e piscicultura.
- O baixo volume hídrico do reservatório associado a dinâmica do reservatório proporcionou mistura e remobilização dos sedimentos e consequente disponibilização dos nutrientes para coluna d'água justificando o aumento de trofia, provenientes de processos internos, uma vez que, as dinâmicas externas foram minimizadas decorrente da redução de aportes alóctones.
- No que diz respeito as dificuldades verificadas no presente estudo chama-se atenção para a condição sazonalidade, que condicionada a uma estiagem severa no período amostrado não proporcionou a mensuração do máximo de perda de solo anual para a média pluviométrica histórica, sendo pertinente a continuação desse estudo na região. Esses dados serão representativos e facilitará o entendimento dos processos erosivos em regiões semiáridas.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, J. E.; MARINS, R. V.; ALMEIDA, M. D. Comparação de metodologias de digestão de sedimentos marinhos para caracterização da geoquímica de metais-traço na plataforma continental nordeste oriental brasileira. **Geochimica Brasiliensis**, v. 21, p. 304-323, 2007.
- AGUIAR, M. I. *et al.* Perdas de solo, água e nutrientes em sistemas agroflorestais no município de Sobral, CE. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 37, n. 3, p. 270-278, 2006.
- AKSOY, H.; KAVVAS, M. L. A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. **Catena**, v.64, p.247-271, 2005.
- ALBUQUERQUE, A. W. *et al.* Determinação de fatores da equação universal de perdas de solo em Sumé, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 2, p. 153-160, 2005.
- ALBUQUERQUE, A. W.; LOMBARDINI NETO, F.; SRINIVASAN, V. S.; SANTOS, J. R. Manejo da cobertura do solo e de práticas conservacionistas nas perdas de solo e água em Sumé, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 6, n. 1, p. 136-141, 2002.
- ALMEIDA, C. L. **Impacto da Recuperação de área degradada sobre as respostas hidrológicas e sedimentológicas em ambiente semiárido**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Departamento de Engenharia Agrícola. Universidade Federal do Ceará-2011. 132 p.
- ALOUPI, M.; ANGELIDIS, M. O. Geochemistry of Natural and anthropogenic metals in the coastal sediment of the island of Lesvos, Aegean Sea. **Environmental Pollution**, v. 113, p. 211-219. 2001.
- AMORE, E.; MODICA, C.; NEARING, M. A.; SANTORO, V. C. Scale effect in USLE and WEPP application for soil erosion computation from three Sicilian basins. **Journal of Hydrology**, v. 293, p. 100-114. 2004.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. Sistemas de acompanhamento de reservatórios – 2017. Disponível em: <http://sar.ana.gov.br/>. Acesso em 24 fev. 2017.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos - 2013, 240 p., Brasília: 2013.
- ANDRADE, E. M. *et al.* Fatores condicionantes de qualidade das águas superficiais do Alto Acaraú, Ceará, Brasil. **Ciência Rural**, v. 37, p. 1791-1797, 2007.

ANDRADE, J. H. R. Dinâmica de margens em rios semiáridos: aplicações metodológicas no rio Jaguaribe/ – Mossoró, 2016. Dissertação (Mestrado em Ambiente, Tecnologia e Sociedade) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido. Pró – Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação.

ANDRADE, J. H. R.; CAVALCANTE, A. A. Processos erosivos marginais no Baixo Jaguaribe: Estudo de caso no rio Jaguaribe – Ceará – Brasil. **Revista Geonorte**, v.10, n. 1, p. 429-432, 2014.

ANDREDAKI, M.; GEORGOULAS, A.; HRISSANTHOU, V.; KOTSOVINOS, N. Assessment of reservoir sedimentation effect on coastal erosion in the case of Nestos River, Greece. **International Journal of Sediment Research**, v. 29, n. 1, p. 34-48. 2014.

APHA. American Public Health Association. **Standard methods for examination of water and wastewater**. Port City Press: Washington. 2005.

ARAÚJO FILHO, J. A. 2013. **Manejo Pastoril Sustentável da caatinga**. Recife, PE: Projeto Dom Helder Camara, 2013, 200 p.

ARAÚJO *et al.* 2013

ARAÚJO, J. C.; GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. Loss of reservoir volume by sediment deposition and its impact on water availability in semiarid Brazil. **Hydrological Sciences**, v. 51, p. 157-170, 2006.

ARHONDITSIS, G. *et al.* Quantification of the effects of nonpoint nutrient sources to coastal marine eutrophication: applications to a semienclosed gulf in the Mediterranean Sea. **Ecological Modelling**, v. 129, p. 209-27. 2000.

ARNAU-ROSALÉN, E.; CALVO CASES, A.; BOIX-FAYOS, C.; LAVÉE, H.; SARAH, P. Analysis of soil surface component patterns affecting runoff generation. An example of methods applied to Mediterranean hillslopes (Alicante, Spain). **Geomorphology**, v. 101, n. 4, p.595-606, 2008.

ARNÁEZ, J. *et al.* Factors affecting runoff and erosion under simulated rainfall in Mediterranean vineyards. **Soil and Tillage Research**, v. 93, p. 324-334, 2007.

AVANZI, J. C. *et al.* Calibração e aplicação do modelo MUSLE em uma microbacia hidrográfica nos Tabuleiros Costeiros brasileiros. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, n.6, p. 563-569, 2008.

AVELINO. I. I. F. **Avaliação Ambiental do Reservatório Castanhão utilizando o método DPSIR**. 2015. Monografia (Graduação em Ciências Ambientais) – Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

AZEVEDO, J. C. R.; NOZAKI, J. Fluorescence analysis of humic substances extracted from water, soil and sediments of the Patos lagoon-MS. *Química nova*, v. 31, n. 6, p. 1324-1329, 2008.

BANDARA, J. M. R. S. *et al.* Pollution of river Mahaweli and farmlands under irrigation by cadmium from agricultural inputs leading to a chronic renal failure epidemic among farmers in NCP, Sri Lanka. ***Environmental Geochemistry and Health***, v. 33, p. 439-453, 2011.

BARCELLOS, R. L. *et al.* Distribuição e características do fósforo sedimentar no sistema estuarino lagunar de Cananéia-Iguape, Estado de São Paulo, Brasil. ***Geochimica Brasiliensis***, v. 19, n. 1, 2012.

BARBOSA, J. E. L. *et al.* Aquatic Systems in Semi-arid Brazil: limnology and management. ***Acta Limnologica Brasiliensia***, v. 24, p. 103-118. 2012.

BATISTA, A. A. *et al.* Relação entre nitrogênio e fósforo nas águas superficiais do açude óros-ce. In. WORKSHOP INTERNACIONAL DE INOVAÇÕES TECNOLÓGICAS. 2012.

BERNER, R.A.; RAO, J.L. Phosphorus in sediments of the Amazon River and estuary: Implications for the global flux of phosphorus to the sea. ***Geochimica Cosmochimica Acta***, v. 58, p. 2333-2339. 1994.

BERTOL, I. *et al.* Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff under different soil tillage systems during soybean growth. ***Soil & Till. Res.***, v. 94, p. 142-159, 2007.

BERTOL, O. J. *et al.* Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. ***Revista Brasileira de Ciência do Solo***, v. 31, p. 781-792, 2007.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 3.ed. São Paulo: Ícone, 1990. 355 p.

BING, H. *et al.* Current state, sources, and potential risk of heavy metals in sediments of Three Gorges Reservoir, China. ***Environmental Pollution***, 214, 485-496, 2016.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.062>

BILOTTA, G. S.; BRAZIER, R. E. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. ***Water Res.***, v. 42, p. 49-61, 2008.

BOIX-FAYOS, C. *et al.* Causes and underlying processes of measurement variability in field erosion plots in Mediterranean conditions. ***Earth Surface Processes and Landforms***, v. 32, p. 85-101, 2007.

BOLLMANN, H.A.; ANDREOLI, O. R. Água no Sistema Urbano. In: ANDREOLI, C.V. e CARNEIRO, C. (eds). *Gestão Integrada de Reservatórios de Abastecimento Eutrofizados*. Curitiba: Ed. Graf. Capital Ltda, p. 85- 120, 2005.

- BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica. **Revista Árvore**, v.32, p. 311-322, 2008.
- BORRELI, P. *et al.* Modeling soil erosion and river sediment yield for an intermountain drainage basin of the Central Apennines, Italy. **Catena**, v. 114, p. 45-58, 2014.
- BOTERO, W. G. *et al.* Influência das substâncias húmicas de sedimentos na biodisponibilidade de metais para o sistema aquático. *Química nova*, v. 37, n. 6, p. 943-949, 2014.
- BRASIL. Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS). (2015). **Açude Castanhão**. Disponível em: <http://www.dnocs.gov.br>. Acesso em: 04 Jun. 2015.
- BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE- CONAMA. Resolução n° 460 dezembro de 2013.
- BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE- CONAMA. Resolução n° 454 novembro de 2012.
- BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE- CONAMA. Resolução n° 357 março de 2005.
- BRAZIER, R. *et al.* Developing a cost-effective framework for monitoring soil erosion in England and Wales. Final Report to Defra: Project SP1303; 2012.
- BREIMAN, L.; FRIEDMAN, J.H.; OLSHEN, R.A.; STONE, C.J. Classification and Regression Trees. Wadsworth, Monterey, CA. 1984.
- BUTZEN, V. *et al.* Quantification of Hortonian overland flow generation and soil erosion in a Central European low mountain range using rainfall experiments. **Catena**, v. 113, p. 202-212, 2014.
- CAJUÍ, K. N. S. **Estimativas de cargas de nitrogênio e fósforo e hidroquímica de uma microbacia do semiárido cearense**. Monografia (Graduação em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, 2015.103 p.
- CALMANO, W.; HONG, J.; FÖRSTNER, U. Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. **Water Science and Technology**, v. 28, p. 223-235. 1993.
- CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P.C.O. **Determinação de nitrogênio total em solo**. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H. & QUAGGIO, J.A., eds. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas, Instituto Agrônomo de Campinas, 2001.

CAMPBELL, P. G. C.; TESSIER, A. **Ecotoxicology of metals in the aquatic environment: geochemical aspects. Ecotoxicology: A hierarchical treatment**, p. 11-58, 1996.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. 2. ed., ver., atual. e ampliada. - Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

CEARÁ, Secretaria do Desenvolvimento Agrário (SDA). Complexo Irrigado do Açude Castanhão. <http://www.sda.ce.gov.br/index.php/latest-news/43930-sda-visita-projetos-do-complexo-castanhao>. Acesso em: 04 Jun. 2015.

CERDAN, O. *et al.* Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. **Geomorphology**, v. 122, p. 167-177, 2010.

CERUTTI, A. K.; CALVO, A.; BRUUN, . Comparison of the environmental performance of light mechanization and animal traction using a modular LCA approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 64, p. 396-403, 2014

CHAPLOT, V.; LE BISSONNAIS, Y. Field measurements of interrill erosion under different slopes and plot sizes. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 71, p. 95-125, 2000.

CHRISTOPHORIDIS, C.; FYTIANOS, K. Conditions affecting the release of phosphorus from surface lake sediments. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, n. 4, p. 1181-1192, 2006.

COGERH - COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS. **Inventário ambiental do açude Castanhão**. Volume único. FORTALEZA – CEARÁ. 2011.

COGERH - COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS. Nível dos reservatórios. Disponível em: <http://portal.cogerh.com.br/eixos-de-atuacao/gestao-participativa/comites-de-bacias/>. Acesso em: 10 jan. 2017.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, Classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 27, p. 743-753, 2003.

COLLINS, A. L. *et al.* The potential impact of projected change in farming by 2015 on the importance of the agricultural sector as a sediment source in England and Wales. **Catena**, v. 79, p. 243-50, 2009.

CONTE, O. *et al.* Resistência mecânica do solo e força de tração em hastes sulcadoras de semeadoras-adubadoras em sistema de integração lavoura-pecuária. **Eng. Agríc., Jaboticabal**, v.28, n.4, p.730-739, 2008.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trofic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI). **Ecological engineering**, v. 60, p. 126-134, 2013.

- CUNHA, C. S. M. *et al.* Relação entre solos afetados por sais e concentração de metais pesados em quatro perímetros irrigados no Ceará v. 1, 80-85, 2014.
- CUNHA, P. E. V. Fatores de emissão – nutrientes e metais pesados – de efluentes de carcinicultura para o estuário do Rio Potengi/RN – Brasil. 2010. 216 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2010.
- DASS, A. *et al.* Runoff capture through vegetative barriers and planting methodologies to reduce erosion, and improve soil moisture, fertility and crop productivity in Southern Orissa, India. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 89, n. 01, p.45-57, 2011.
- DAVIES, G.; GHABBOUR, E. A., Eds. Humic Substances: Structures, Properties and Uses, Royal Society of Chemistry, Cambridge, 1998, ISBN 0-85404-704-2.
- DIAS, J. S. *et al.* Processos de circulação e composição química das águas do reservatório Castanhão (NE-Brasil). *In: XVI Congresso of the Iberian Asssocation of Limnology*, 2012.
- DG (DIGITAL GLOBE). WordView-2. Disponível em: http://landsat.usgs.gov/about_ldcm.php. Acesso em: 04 ago. 2015.
- STEFANO, C.; FERRO, V.; BURGUET, M.; TAGUAS, E. VTesting the long term applicability of USLE-M equation at a olive orchard microcatchment in Spain. **Catena**, v. 147, p. 71-79. 2016.
- DEPINÉ, H. *et al.* Nutrientes e metais em sedimentos depositados no rio de uma bacia agrícola no estado de Santa Catarina. *Revista Brasileira de recursos Hídricos*, v. 17, p. 229-237, 2012.
- DNOCS - Departamento Nacional de Obras Contra as Secas. Relatório de Gestão – Exercício 2010. Acesso em: 14 abr. 2016.
- DOERR, S.H.; SHAKESBY, R.A.; MACDONALD, L.H. **Soil water repellency: a key factor in post-fire erosion**. In: Cerda, A., Robichaud, P. (Eds.), *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*. Science Publishers Inc., Enfield, New Hampshire, USA, p. 197-224, 2009.
- DZIKIEWICZ, M. Activities nonpoints pollution control in rural areas of Poland. *Ecoligal engineering*, v. 14, n. 4, p. 429-434, 2000.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Correção do solo e adubação no sistema de plantio direto nos cerrados. Por BERNARTI, A. C. C. [et al.]. Rio de Janeiro. Documento, n. 46, 2003, 22 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de Métodos de Análises de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997. 212 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Rio de Janeiro. 3. ed. 2013. 353 p.

ERBERT, M., 2001. Introdução ao Sensoriamento Remoto. Master Tesis, Universidade

ESTEVES, F. E. Fósforo. In: **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.107-112 p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro, Interciência/INEP, 1998, 575 p.

FADIGAS, F.S. *et al.* Proposição de valores de referência para a concentração natural de metais pesados em solos brasileiros. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, p. 699-705. 2006.

FIGUEIREDO, J. V.; de ARAÚJO, J. C.; MEDEIROS, P. H. A.; COSTA, A.C. Runoff initiation in a preserved semiarid caatinga small watershed, Northeastern Brazil. **Hydrological Processes**, v. 30, p. 2390-2400, 2016. doi: 10.1002/hyp.10801

FINDIK, O.; TURAN, M. A. Metal concentrations in surface sediments of Beyler reservoir (Turkey). *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, v. 88, n. 2, p. 193-197. 2012.

FORSTNER, G. T.; WITTMANN, U. **Metal Pollution in the Aquatic Environment**. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York Tokyo. 1983.

FREIRE, R. H. F.; CALIJURI, M. C.; SANTAELLA, S. T. Longitudinal patterns and variations in water quality in a reservoir in the semiarid region of NE Brazil: responses to hydrological and climate changes. **Acta limnologica Brasiliensia**, v. 21, n. 2, p. 251-262, 2009.

FREMION, F. *et al.* 2016. Influence of dams on sediment continuity: a study case of a natural metallic contamination. **Sci. Total Environ.**, v. 547, p. 282-294, 2016

FUNCEME- FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS. Disponível em : <http://www.hidro.ce.gov.br/app/pagina/show/159> Acesso em: 14 jan. 2016.

GAFUR, A. *et al.* Runoff and losses of soil and nutrients from small watersheds under shifting cultivation (Jhum) in the Chittagong Hill Tracts of Bangladesh. **Journal of Hydrology**, v. 279, p. 293-309, 2003.

GALVÃO, L. S. *et al.* Relationships between the mineralogical and chemical composition of tropical soils and topography from hyperspectral remote sensing data. **ISPRS. Journal of Photogrammetry & Remote Sensing**, v. 63, p. 59-271, 2008.

GALVÃO, L. S.; FORMAGGIO, A. R.; TISOT, D. A. Relationships between the mineralogical and chemical composition of tropical soils and topography from hyperspectral remote sensing data. **ISPRS. Journal of Photogrammetry & Remote Sensing**, v. 63, p. 59-271. 2008.

GAO, X.; ZHOU, F.; CHEN, C. T. A. Pollution status of the Bohai Sea: An overview of the environmental quality assessment related trace metals. **Environment International**, v. 62, p. 12-30, 2014.

GOETZ, R. U.; ZILBERMAN, D. The dynamics of spacial pollution: the case of phosphorus runoff from agricultural land. **Jornal of economic dynamics and control**, v. 24, n. 1, p. 143-163, 2000.

GOMES, F. *et al.* Metal concentrations, fluxes, inventories and chronologies in sediments from Sepetiba and Ribeira Bays: A comparative study. **Marine Pollution Bulletin**, v. 59, n. 4-7, p. 123-133. 2009.

GOVERS, G. Misapplications and misconceptions of erosion models. Chapter 7 In: Morgan RPC, Nearing MA, editors. **Handbook of erosion modelling**. Chichester: Wiley and Sons; p. 117-34. 2011.

GRAVES, A. *et al.* T. The total costs of soils degradation in England and Wales. Final project report to Defra project SP1606, 2012.

GUERRERO, L. M. *et al.* Suport Vector machine for crops/weeds identification in maize fields. Experts Systems with applications **Photogrammetry & Remote Sensing**, v. 63, p. 59-271. 2012.

GUEVARA, S.; R., RIZZO, A.; SANCHEZ, R.; ARRIBÉRE, M. Heavy metal inputs in Northern Patagonia lakes from short sediment core analysis. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 265, n. 3, p. 481-493. 2005

GÜRTLER, S. Estimativa de área agrícola a partir de sensoriamento remoto e banco de dados de pixels amostrais. São José dos Campos. (INPE-9774-TDI/858). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2003. 179 p.

GUY, H. P. Fluvial Sediment Concepts. In: Applications of hydraulics. USGS. Techniques of Water Resources Investigations of the United States Geological Survey . TWRI 3 - C1. Arlington. VA. 1970.

HAAN, Charles Thomas; BARFIELD, Billy J.; HAYES, Julie Candler. **Design hydrology and sedimentology for small catchments**. Elsevier, 1994.

HUXMAN, T. *et al.* Convergence across biomes to a common rain-use efficiency. **Nature**, v. 429, p. 651-654. 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 28 Jan. 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 5 abr. 2015.

IQBAL, J.; SHAH, M. H.; SHAHEEN, N. Distribution, source identification and risk assessment of selected metals in sediments from freshwater lake. **International Journal of Sediment Research**, v. 30, n. 3, 2p. 41-249. 2015.

ISERLOH, T. *et al.* Comparative measurements with seven rainfall simulators on uniform bare fallow land. *Zeitschrift für Geomorphologie*, **Supplementary Issues**, v. 57, p. 11-26, 2013.

ISO 11466:1995. Soil quality Extraction of trace elements soluble in aqua régia. Disponível em: <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:11466:ed-1:v1:en>

JENSEN, J. R. Remote sensing of the environment: an earth resource perspective. New Jersey: Prentice Hall, 2000, ISBN 0-13-489733-1. 544 p.

JIN, R.; LI, X.; CHE, T. A decision tree algorithm for surface soil freeze/thaw classification over China using SSM/I brightness temperature. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, p. 2651-2660. 2009.

JONES, Roger I. The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains. In: **Dissolved Organic Matter in Lacustrine Ecosystems**. Springer Netherlands, 1992. p. 73-91.

KARIMI, Y.; PRASHER, S.O.; PATEL, R.M.; KIM, S.H. Application of support vector machine technology for weed and nitrogen stress detection in corn. **Computers and electronics in Agriculture**, v. 51, p. 99-109. 2006.

KEMKA, Norbert et al. Eutrophication of lakes in urbanized areas: the case of Yaounde Municipal Lake in Cameroon, Central Africa. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, v. 11, n. 1, p. 47-55, 2006.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. *Methods of seawater analysis*. New York: Verlag Chemie Weinheim, p. 117-181, 1976.

KOSKI-VÄHÄLÄ, J.; HARTIKAINEN, H. Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. **J. Environ. Qual.**, v. 30, p. 960-966, 2001.

KOVAČEVIĆ, M.; BRANISLAV BAJAT, B.; GAJIĆ, B. Soil type classification and estimation of soil properties using support vector machines. **Geoderma**, v. 154, p. 340-347. 2000.

KUMMU, M.; VARIS, O. Sediment-related impacts due to upstream reservoir trapping, the lower Mekong River. **Geomorphology**, v. 85, n. 3-4, p. 275-293. 2007.

LACERDA, L. D. *et al.* Contaminação por metais pesados nas bacias inferiores dos Rios Curimataú e Açú (RN) e Rio Jaguaribe (CE). *In: Impacto do ambiente Exógeno sobre a Carcinicultura Marinha. Associação Brasileira dos Criadores de Camarão (ABCC), Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR-UFC), Sociedade Internacional para Ecossistemas de Manguezal (ISME-BR). Fortaleza, 2004. 87 p.*

LACERDA, L. D.; VAISMAN, A. G.; MAIA, L. P.; CUNHA, E.; SILVA, C. A. R.; Relative importance of nitrogen and phosphorus emissions from shrimp farming and other anthropogenic sources for six estuaries along the NE Brazilian coast. **Aquaculture**, v. 253, p. 433-446, 2006.

LACERDA, L.D. Inputs of nitrogen and phosphorus to estuaries of northeastern Brazil from intensive shrimp farming. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.** v. 10, n. 2, p. 13-27. 2006.

LACERDA, L.D.; MOLISANI, M.M.; SENA, D.; MAIA, L.P. Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along Ceara State Coast NE Brazil. **Environ. Monit. Assess.** v. 141, p. 149-164. 2008.

LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia d'água do estado de São Paulo: Avaliação dos Métodos de Monitoramento. 2004. Tese (Doutorado em Ecossistemas Terrestre e Aquáticos) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. 191 f.

LEITE, L. F. C. *et al.* Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em Argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 5, p. 821-832, 2003.

LEWIS JR, William M. Temperature, heat, and mixing in Lake Valencia, Venezuela. **Limnol. Oceanogr.** v. 28, n. 2, p. 273-286, 1983.

LIEBE, J.; GIESEN, N.; ANDREINI, M. Estimation of small reservoir storage capacities in a semi-arid environment - A case study in the Upper East Region of Ghana. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 30, p. 448-454, 2005.

LIMA, S. F. ; SILVA FILHO, W. F. ; FREIRE, G. S. S. ; MAIA, L. P.; DANTAS, R. P.; MONTEIRO, L. H. U. . ANASED 5.0i, Programa de Análise, Classificação e Arquivamento de Parâmetros sedimentológicos. 2001.

LOBATO, F. A. O. *et al.* Perdas de solo e nutrientes em área de Caatinga decorrente de diferentes alturas pluviométricas **Revista Agro@ambiente On-line**, v. 3, n. 2, p. 65-71. 2009.

LÓPEZ-TARAZÓN, J. A. *et al.* Suspended sediment transport in a highly erodible catchment: the River Isábena (Southern Pyrenees). **Geomorphology**, v. 109, n. 3-4, p. 210-221, 2009.

LUIZ, A. J. Estatísticas agrícolas por amostragem auxiliadas pelo sensoriamento remoto. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2003.

MAHESH, P.; MATHER, P. M. An assessment of the effectiveness of decision tree methods for land cover classification. **Remote Sensing of Environment**, v. 86, p. 554-565. 2003.

MAIA, S. M. F. *et al.* Impactos de sistemas agroflorestais e convencional sobre a qualidade do solo no semi-árido cearense. **Revista Árvore**, v.30, p.837-848, 2006.

MAIA, S. R. R. Distribuição e partição geoquímica de metais traço na costa norte de Fortaleza, CE. 2004. Dissertação de mestrado. Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 105 p.

MALAVOLTA, E. Manual de calagem e adubação das principais culturas. São Paulo: Ed. Agronômica Ceres, 496 p., 1987.

MANCINO, G. *et al.* In-between forest expansion and cropland decline: A revised USLE model for soil erosion risk under land-use change in a Mediterranean region. **Ecological Indicators**, v. 71, p. 544-550. 2016.

MARINS, R. V.; PAULA FILHO, F. J.; ROCHA, C. A. S. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do rio Jaguaribe - costa nordeste oriental brasileira. **Quim. Nova**, v. 30, n. 5, 1208-1214, 2007.

MARINS, R. V. LACERDA, L. D.; ABREU, I. M. DIAS, F. J. S. Efeito da açudagem no rio Jaguaribe. **Ciência Hoje**, v. 33, n. 197. 2003.

MARINS, R.V.; PAULA-FILHO, F.J.; ESCHRIQUE, S.A.; LACERDA, L.D. 2011. Anthropogenic sources and distribution of phosphorus in sediments from the Jaguaribe River estuary, NE. Brazil. **Braz. J. Biol.** v. 71, n. 3, p. 673-678. 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/>

MEDEIROS, P. H. A. **Processos hidrossedimentológicos e conectividade em bacia semiárida: modelagem distribuída e validação em diferentes escalas**. 2009. Tese (Doutorado em Engenharia Civil: Recursos Hídricos) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.

MEDEIROS C. N. E.; PETTA, R. A. Exploração de imagens de satélite de alta resolução visando o mapeamento do uso e ocupação do solo. In: Anais do Simpósio Brasileiro Sobre Sensoriamento Remoto - SBSR, Goiânia; INPE, p. 2709-2716. 2004.

- MEDEIROS, P. H. A. *et al.* Connectivity of sediment transport in a semiarid environment: a synthesis for the Upper Jaguaribe Basin, Brazil. **J. Soils Sediments**, v. 14, p. 1938-1948. 2014. doi:10.1007/s11368-014-0988-z.
- MELLO, C. R. *et al.* Erosividade mensal e anual da chuva no Estado de Minas Gerais. **Pesq. Agropec. Bras., Brasília**, v. 42, n. 4, p. 537-545, 2007.
- MENDONÇA, E. D. S.; MATOS, E. D. S. *Matéria Orgânica do solo: métodos de análises*. Viçosa: UFV, 2005.
- MESQUITA, F. O. *et al.* Uso do sensoriamento remoto para avaliação da distribuição espacial e quantificação de Macrófitas na barragem Umari – Upanema, RN. **Agropecuária Científica no Semi-Árido**, v. 9, n. 2, p. 102-109, 2013.
- MINEAR, J.T.; KONDOLF, G.M. Estimating reservoir sedimentation rates at large spatial and temporal scales: a case study of California. **Water Resources Research**, v. 45, 12502. 2009. <http://dx.doi.org/10.1029/2007WR006703>.
- MIRELES, F. *et al.* Assessing sediment pollution from the Julian Adame-Alatorre dam by instrumental neutron activation analysis. **Microchem. J.** v. 99, p. 20-25. 2011.
- MOREIRA, M. A. *Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação*. 3. ed. atual, ampl. Ed. UFV. Viçosa-Brasil. 2005.
- MOLISANI, M. M. *et al.* The influence of Castanhão reservoir on nutrients and suspended matter transport during rainy season in the ephemeral Jaguaribe river. (CE- Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 1, p. 115-123, 2013.
- MULLER, R.; O. WIDEMANN. Die Bestimmung des Nitrat-Ions in Wasser. *Von Wasser*, v. 22, p. 247, 1955.
- MUNODAWAFA, A. Assessing nutrient losses with soil erosion under different tillage systems and their implications on water quality. *Physics and Chemistry of the Earth*, v. 32, p. 1135-1140, 2007.
- MURPHY, J.; RILEY, I. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Anal.Chim.Acta**, v.27, p. 31-36, 1962.
- NIKOLAI, S. J.; DZIALOWSKI, A. R. Effects of internal phosphorus loading on nutrient limitation in a eutrophic reservoir. **Limnologica-Ecology and management of Inland Waters**, v. 49, p. 33-41, 2014.
- NORIEGA, C.; ARAÚJO, M. Nitrogen and phosphorus loading in coastal watersheds in northeastern Brazil. **Journal of Coastal research**, special issue 56, p. 871-875, 2009.

- NÚÑEZ, J. E. V.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N.. Systems preparation of soil and accumulation of heavy metals in the soil and in the culture of pepper (*Capsicum Annum L.*). **Ciência Rural**, v. 36, n. 1, p. 113-119, 2006.
- OCHOA, P. A. *et al.* Effects of climate, land cover and topography on soil erosion risk in a semiarid basin of the Andes. **Catena**, v. 140, p. 31-42, 2016
- OLIVEIRA, D. C.; LAFON, J.; DE OLIVEIRA LIMA, M. Distribution of trace metals and Pb isotopes in bottom sediments of the Murucupi River, North Brazil. **International Journal of Sediment Research**, v. 31, n. 3, p. 226-236, 2016.
- OLIVEIRA, K. F. *et al.* Emission factor and balance of mercury in fish farms in an artificial reservoir in NE Brazil. **Environ Sci Pollut.**, v. 22, n. 22, p. 18278-18287, 2015.
- ONDA, Y. *et al.* Analysis of runoff generation and soil erosion processes by using environmental radionuclides in semiarid areas of Mongolia. **Journal of Hydrology**, v. 333, n. 1, p. 124-132, 2007.
- ONGLEY, E. D.; ZHANG, X. L.; YU, T. Current status of agricultural and rural non-point source pollution assessment in China. **Environment Pollution**, v. 158, p.1159-68. 2010.
- OTERO, X. L. *et al.* Geochemistry of iron and manganese in soils and sediments of mangrove system, Island of Pai Matos (Cananeia— SP, Brazil). **Geoderma**, v.148, p.318-335, 2009.
- OTERO, X. L.*et al.* Archaeal diversity and the extent of iron and manganese pyritization in sediments from a tropical mangrove creek (Cardoso Island, Brasil). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.146, p.1-13, 2014.
- OUYANG, W. *et al.* Evaluating spatial interaction of soil property with non-point source pollution at watershed scale: The phosphorus indicator in Northeast China. **Science of the Total Environment**, v. 493, p.138-146. 2014.
- PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M C. D. Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas. FINEP, ABRH, Porto Alegre, 2003.
- PAYE, D. S. *et al.* Métodos de análise multivariada no estabelecimento de valores de referência de qualidade para elementos-traço em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 3, p. 1031-1041, 2012.
- PALMA, P.; LEDO, L.; ALVARENGA, P. Assessment of trace element pollution and its environmental risk to freshwater sediments influenced by anthropogenic contributions: The case study of Alqueva reservoir (Guadiana Basin). **Catena**, v. 128, p. 174-184. 2015.
- PANTANO, G. *et al.* (2016). Sustainability in Phosphorus Use: a Question of Water and Food Security. **Química Nova**, v. 39, n. 6, p. 732-740, 2016.

PANDEY, A. *et al.* Identification of critical erosion prone areas in the small agricultural watershed using USLE, GIS and remote sensing. *Water Resources Management*, v. 21, p. 729-746, 2007.

PANTALENA, A. F. Análise dos impactos ambientais no Médio e Baixo Jaguaribe a partir da memória histórica da ocupação humana e registros geológico. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais). Universidade Federal do Ceará – UFC. 2012.

PAOLIELLO, Monica *et al.* Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos. In: **Cadernos de Referencia Ambiental**, 003. CRA, 2001.

PAULA FILHO, C.F. *et al.* Natural and anthropogenic emissions of metals and nutrients to the lower contas river basin, Bahia state, Brazil. **Quím. Nova**, v. 33, n. 1, p. 70-75. 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422010000100014>.

PAULA FILHO, F. J.; MARINS, R. V.; LACERDA, L. D. Natural and anthropogenic emissions of N and P to the Parnaíba River Delta in NE Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 166, p. 34-44, 2015.

PAULA FILHO, F.J. *et al.* Background values for evaluation of heavy metal contamination in sediments in the Parnaíba River Delta estuary, NE/Brazil. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 91, p. 424-428. 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.08.022>.

PAULA FILHO, F.J.; DE MOURA, M.C.S.; MARINS, R.V. Fracionamento geoquímico do fósforo em água e sedimentos do rio corrente, bacia hidrográfica do Parnaíba/PI. **Rev. Virtual Quím.**, v. 4, n. 6, p. 623-640. 2012.

PEREIRA, J. *et al.* Eutrophization process in a system used for rearing the Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*), São Paulo State, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 4, p. 387-396, 2012.

POLETO, C. *et al.* Urban sediment particle size and pollutants in Southern Brazil. **Journal of soils and sediments**, v. 9, n. 4, p. 317-327, 2009.

PRESTON, W. *et al.* Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos do Rio grande do Norte. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1028-1037, 2014.

PRETTY, J. N. *et al.* An assessment of the total external costs of UK agriculture. **Agric. Syst.**, v. 65, p. 113-36, 2000.

PUNIA, M.; JOSHI, P.K.; PORWAL, M.C. Decision tree classification of land use land cover for Delhi, India using IRS-P6 AWiFS data. **Expert Systems with Applications**, v. 38, p. 5577-5583. 2011.

QUINLAN, R. (1996). Improved use of continuous attributes in C4.5. **Journal of Artificial Intelligence Research**, v. 4, p. 77-90. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1613/jair.279>.

RAMALHO-FILHO, A.; BEEK, K. J. Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras. 3. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPQ, 1995. 65 p.

RAN, L. *et al.* Cumulative sediment trapping by reservoirs in large river basins: A case study of the Yellow River basin. **Global and Planetary Change**, v. 100, p. 308-319. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2012.11.001>

RANIERI, S. B. L. *et al.* Aplicação de índice comparativo na avaliação do risco de degradação das terras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, n. 4, p. 751-760, 1998.

RAPOSO, J. C.; VILLANUEVA, U.; OLIVARES, M.; MADARIAGA, J. M. Determination of humic substances in sediments by focused ultrasound extraction and ultraviolet visible spectroscopy. **Microchemical Journal**, v. 128, p. 26-33. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2016.04.004>

REANEY, S. M. *et al.* Risk-based modelling of diffuse land use impacts from rural landscapes upon salmonid fry abundance. **Ecol. Model**, v. 222, p. 1016-29, 2011.

RICKSON, R. J. Can control of soil erosion mitigate water pollution by sediments? **Science of the Total Environment**, v. 468, p. 1187-1197, 2014.

RIES, J.B. *et al.* Calibration of simulated rainfall characteristics for the study of soil erosion on agricultural land. **Soil and Tillage Research**, v. 106, p. 109-116, 2009.

RIES, J.B. *et al.* Rainfall simulations constraints, needs and challenges for a future use in soil erosion research. *Zeitschrift für Geomorphologie, Supplementary Issues*, v. 57, p. 1-10, 2013.

ROBICHAUD, P.R.; WAGENBRENNER, J.W.; BROWN, R.E. Rill erosion in natural and disturbed forests: 1. Measurements. *Water Resources Research*, v. 46, p. 14, 2010.

RUFIN, P.; MÜLLER, H.; PFLUGMACHER, D.; HOSTERT, P. Land use intensity trajectories on Amazonian pastures derived from Landsat time series. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 41, p. 1-10. 2015.

RUSSELL, M. A.; WALLING, D. E.; HODGKINSON, R. A. Suspended sediment sources in two small lowland agricultural catchments in the UK. **Journal of Hydrology**, v. 252, p. 1-24. 2001.S1519-69842011000400011.

SABARÁ, M. G.; BARBOSA, F. A. R. Taxas de sedimentação e assoreamento de dois lagos naturais em áreas de floresta tropical secundária e plantios de *Eucalyptus* spp. **Geo.br**. p. 11-14, 2007.

SALAS, H.; MARTINO, P. **Metodologias simplificadas para la evaluacion of eutrofication em lagos Cálidos tropicales**. Programa regional CEPIS/HPEIOPS, versão revisada, 2001, 52 p.

SÁNCHEZ, M.D. Panorama dos sistemas agroflorestais pecuários na América Latina. In: CARVALHO, M.M.; ALVIM, M.J.; CARNEIRO, J.C. Sistemas agroflorestais pecuários: opções de sustentabilidade para áreas tropicais e subtropicais. Juiz de Fora, p. 9-17. 2001.

SAHUQUILLO, A.; RIGOL, A.; RAURET, G. Comparison of leaching tests for the study of trace metals remobilisation in soils and sediments. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 4, n. 6, p. 1003-1009, 2002.

SANO, E. E.; BEZERRA, H.S.; BARCELLOS, A.O.; ROSA, R. **Metodologias para mapeamento de pastagens degradadas no cerrado**: Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 70. Planaltina, DF: EMBRAPA Cerrados, 2002.

SANTOS, J. A. *et al.* Phosphorus partitioning in sediments from a tropical reservoir during a strong period of drought. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 23, p. 24237-24247. 2016. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7629-6>

SANTOS, J. C. N. *et al.* Effect of Rainfall Characteristics on Runoff and Water Erosion for Different Land Uses in a Tropical Semiarid Region. **Water Resources Management**, v. 31, n. 1, p. 173-185. 2017.

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

SANTOS, J. C. N. *et al.* Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental Evapotranspiração real em bacia hidrográfica do Nordeste brasileiro por meio do SEBAL e produtos MODIS. **Revista Brasileira de Engenharia Agricol**, p. 1039-1046. 2014.

SANTOS, J. C. N. *et al.* Runoff and soil and nutrient losses in semiarid uncultivated fields. **Revista Ciência Agronômica**, v. 42, p. 813-820, 2011.

SANTOS, J. S.; SOUZA, F. M.; SANTOS, M. L. P. Distribuição de Zn, Pb, Ni, Cu, Mn e Fé nas frações do sedimento superficial do rio Cachoeira na região Sul da Bahia. **Química Nova**, v. 36, p. 230-236, 2013.

SANTOS, R.D.; LEMOS, R.C.; SANTOS, H.G.; KER, J.; ANJOS, L.H.C. Manual de Descrição e Coleta de Solo no Campo. 5.ed. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. 92p.

SCAPIN, J.; PAIVA, J. B. D.; BELLING, F. A. Avaliação de métodos de cálculo do transporte de sedimentos em um pequeno rio urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, n. 14, p. 05-21, 2007.

SEGANFREDO, M. L.; ELTZ, F. L. F.; BRUM, A. C. R. Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em sistemas de culturas em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 21, n. 2, p. 287-291, 1997.

SENDACZ, S. *et al.* Sistemas em cascatas: concentrações e cargas de nutrientes no sistema produtor Alto Tiête, São Paulo. In: Nogueira, M.G.; Henry, R. & Jorcin. A. Ecologia de reservatório. São Carlos: Rima. p. 417-34, 2005.

SHEN, Z. *et al.* Assessment of nitrogen and phosphorus loads and causal factors from different land use and soil types in the Three Gorges Reservoir Area. **Science of the Total Environment**, v. 454-455, p. 383-392. 2013.

SILVA, F.A.S. A. The Assistat Software Version 7.7 and use in the analysis of experimental data. **Afr. J. Agri. Res.**, v. 11, n. 39, p. 3733-3740. 2016. doi: 10.5897/AJAR2016.11522.

SILVA, A.M. da. Rainfall erosivity map for Brazil. **Catena**, v. 57, p. 251-259, 2004.

SILVA, A.M.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; LIMA, J.M. de; AVANZI, J.C.; FERREIRA, M.M. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, p. 1223-1230, 2005.

SILVA, F. A. T. F. *et al.* Classificação Espectral de espelho d'água via Imagens de Satélite: Caso do Reservatório Castanhão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA-CBL2013, 2013, Bonito-MS. XIVCBL. 2013. p. 1-1.

SIMÕES, S. J. C. *et al.* Variabilidade espacial do potencial de erosão e seus efeitos na sedimentação de um pequeno reservatório – A Bacia de Motas, Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, p. 177-187, 2007.

SIMON, H., KELEMEN, S.; BEGY, R.-C. Anthropogenic influences on the sedimentation rates of lakes situated in different geographic areas. **Journal of Environmental Radioactivity**, 1-7. 2016.

SOARES, H. M. V. M. *et al.* Sediments as monitors of heavy metal contamination in the Ave river basin (Portugal): Multivariate analysis of data. **Environmental Pollution**, v. 10, n. 3, p. 311-323. 1999. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00048-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00048-2)

SOUSA, B. F. S. *et al.* Uso do solo da bacia hidrográfica do Alto Piauí através de imagens do satélite CBERS. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 38, p. 327-334, 2007.

SOUSA, M. E. *et al.* Monitoramento e caracterização do assoreamento no Rio São Francisco nas orlas urbanas de Petrolina – PE e Juazeiro – BA. **Revista da Casa da Geografia de Sobral**, v. 15, p. 68-80, 2013.

SOUTO, P. *et al.* Decomposição de esterco dispostos em diferentes profundidades em área degradada no semi-árido da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 1, p. 125-130, 2005.

SOUZA, B. F. S. *et al.* Uso do solo da bacia hidrográfica do Alto Piauí através de imagens do satélite CBERS. **Revista Ciência Agronômica**, v. 38, p. 327-334. 2007.

SOUZA, B. F. S. *et al.* Avaliação de classificadores baseados em aprendizado de máquina para a classificação do uso e cobertura da terra no Bioma Caatinga. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 62, p. 385-399. 2010.

SOUZA, V. A.; WASSERMAN, J. C. Distribution of heavy metals in sediments of a tropical reservoir in Brazil: Sources and fate. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 63, p. 208-216. 2015.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. A practical handbook of seawater analysis. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada, Bull. 1972. 167 p.

TELES S. O. *et al.* Determinação de ferro e seu fracionamento geoquímico em águas naturais e marinhas do semiárido. In: **XXXIV encontro de Iniciação Científica**, Universidade Federal do Ceará, 2015.

TELES, S. O. A especiação do ferro e sua relação com a mobilização geoquímica do fósforo no reservatório Castanhão. Monografia (Curso de Oceanografia) - Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, 2016.

THAPA, K.; BOSSLER, D. J. Accuracy of Spatial Data Used in Geographic Information Systems. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 58, p. 835-841, 1992.

TIPPER, J. C. Measured rates of sedimentation: What exactly are we estimating, and why? **Sedimentary Geology**, v. 339, p. 151-171. 2016.

TORRES, I.C.; RESCK, R.P.; PINTO-COELHO, R.M. Mass balance estimation of nitrogen, carbon, phosphorus and total suspended solids in the urban eutrophic, Pampulha reservoir, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, p. 79-91, 2007.

TUNDISI, J.G. **Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios estudos de caso e perspectivas**. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R.; JORCIN, A. Ecologia de Reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. São Carlos: Rima, 2005. p.1-21.

USEPA, 1998. United States Environmental Protection Agency –. Method 3051a – Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods; Office of Solid Waste, U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC, 1998.

- USGS (Geological Survey). Landsat8. Disponível em:
<https://www.digitalglobe.com/about/our-constellation>. Acesso em: 04 Jun. 2015.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ – UFC. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado do Ceará**. Centro de Ciências Agrárias. Fortaleza, 247 p., 1993.
- VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. **Mar. Chem.**, v.10, p.109-122, 1981.
- VASQUES, G.M. *et al.* Soil classification using visible/near-infrared diffuse reflectance spectra from multiple depths. **Geoderma**, v. 223-225, p. 73-78. 2014.
- VEIGA, M. *et al.* Análise da contaminação dos sistemas hídricos por agrotóxicos numa pequena comunidade rural do Sudeste do Brasil Pesticide pollution in water systems in a small rural community in Southeast Brazil. **Cad. Saúde Pública**, v. 22, n. 11, p. 2391-2399, 2006.
- VIDAL, T.; NETO, J. C. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 402-407, 2014.
- VITTE, A.C.; VILELA FILHO, L. R. Estimativa de Perdas de Solos em uma Bacia Hidrográfica sob o Cultivo de Frutíferas, no Município de Valinhos (SP). **GEOUSP: Espaço e Tempo (Online)**, n. 20, p. 45-64, 2006.
- WAGENBRENNER, J.W.; ROBICHAUD, P.R.; ELLIOT, W.J. Rill erosion in natural and disturbed forests: 2. Modeling approaches. **Water Resources Research**, v. 46, p.14, 2010.
- WALLING, D. E. Tacing suspended sediment sources in catchments and river systems. **Science of the Total Environment**, v. 344, p. 159-184, 2005.
- WANG, J.Y.; LIU, Y.S. Tourism-led land-use changes and their environmental effects in the southern coastal region of Hainan Island, China. **Journal of Coastal Research**, v. 29, p. 1118-1125. 2013.
- WANG, X. L. *et al.* A method coupled with remote sensing data to evaluate non-point source pollution in the Xin'anjiang catchment of China. **Sci Total Environ**, v. 430, p. 132-43, 2012.
- WANG, Y. *et al.* Adsorption of phosphorus on sediments from the Three-Gorges Reservoir (China) and the relation with sediment compositions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 162, n. 1, p. 92-98, 2009.
- WATTS, C. D. *et al.* Application of a regional procedure to assess the risk to fish from high sediment concentrations. **Sci. of the Total Environmental**, v. 314, p. 551-565, 2003.

WCD-WORLD COMMISSION ON DAMS. Dams and development: A New Framework for Decision-Making. Earthscan Publications Ltd, London, 2000. 356 p.

WEBB, W. B.; FOSTER, I. D. L.; GURNELL, A. M. Hydrology water quality and sediment behavior. IN: FOSTER, I. D. L. et al. Sediment and water quality in river catchments. John Wiley & Sons Ltda. 1995. 473 p.

WETZEL, Robert G. **Limnology: lake and river ecosystems**. Gulf Professional Publishing, 2001.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses. USDA Agricultural Research Service Handbook, 1978. 537 p.

WISCHMEIER, W.H.; JOHNSON, C.B.; CROSS, B.V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **J. Soil Water Cons.**, v. 26, p. 189-193, 1971.

WU, Y. *et al.* The fate of phosphorus in sediments after the full operation of the Three Gorges Reservoir, China. *Environmental Pollution*, v. 214, p. 282-289, 2016.

XU, J. Implication of relationships among suspended sediment size, water discharge and suspended sediment concentration: The yellow river basin, China. **Catena**, v. 49, p. 289-307, 2002.

YAIR, A.; RAZ-YASSIF, N. Hydrological processes in a small arid catchment: scale effects of rainfall and slope length. **Geomorphology**, v. 61, n. 1, p. 155-169, 2004.

YUAN, X. et al. Sediment properties and heavy metal pollution assessment in the river, estuary and lake environments of a fluvial plain, China. **Catena**, v. 119, p. 52-60, 2014.

YANG, Q.; LIA, X.; SHI, X. Cellular automata for simulating land use changes based on support vector machines. **Computers & Geosciences**, v. 34, p. 592-602, 2008.

YANG, S. *et al.* Distribution and speciation of metals (Cu, Zn, Cd, and Pb) in agricultural and non-agricultural soils near a stream upriver from the Pearl River, China. **Environmental Pollution**, v. 177, p. 64-70, 2013.

YI, Y. J. *et al.* Sediment pollution and its effect on fish through food chain in the Yangtze River. **International Journal of Sediment Research**, v. 23, p. 338-347, 2008.

YEOMANS, Jane C.; BREMNER, John Michael. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil 1. **Communications in Soil Science & Plant Analysis**, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, 1988.

YÜKSEK, F; YÜKSEK, T. Growth performance of Sainfoin and its effects on the runoff, soil loss and sediment concentration in a semi-arid region of Turkey. **Catena**, v. 133, p. 309-317, 2015.

ZAHRA, A.; HASHMI, M. Z.; MALIK, R. N.; AHMED, Z. Enrichment and geo-accumulation of heavy metals and risk assessment of sediments of the Kurang Nallah-Feeding tributary of the Rawal Lake Reservoir, Pakistan. **Science of the Total Environment**, v. 470-471, p. 925-933, 2014.

ZHANG, R. *et al.* Characteristics of organic phosphorus fractions in different trophic sediments of lakes from the middle and lower reaches of Yangtze River region and Southwestern Plateau, China. **Environmental Pollution**, v. 152, p. 366-372. 2008.

ZHANG, S.; FAN, W.; LI, Y.; YI, Y. The influence of changes in land use and landscape patterns on soil erosion in a watershed. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 34-45, 2017.

ZHANG, Y. W.; LIU, J.; WAN, L.; QI, S. Land Cover/Use Classification Based on Feature Selection. **Journal of Coastal Research**, p. 380-385, 2015.

ZHANG, J.; HUA, P.; KREBS, P. The influences of dissolved organic matter and surfactant on the desorption of Cu and Zn from road-deposited sediment. **Chemosphere**, v. 150, p. 63-70, 2016.

APÊNDICE – A CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS

Hor.	Prof. (cm)	Cor	Textura	Estrutura ¹	Consistência ²	COT %	Comp. Granulométrica %			Textura
							Areia	Argila	Silte	
Perfil 1 – ARGISSOLO VERMELHO AMARELO - (Superpastejo-Área degradada)										
Ap	0 – 15	10 YR 3/3	Areia	gra,gs, mpq	so, npg, npl	0,58	40,25	3,64	56,11	Arenosa
E	15-147	7,5 YR 4/6	Areia	gra, fr, med	mfri,npg, npl	0,33	40,25	5,64	54,11	Arenosa
Bt	147- 189,5+	5 YR 4/6	Arg.aren.	bsa, mod, gran	fri, lpg, lpl	0,23	40,25	25,16	34,59	Franca
Perfil 2 – LUVISSOLO CRÔMICO Órtico (Área Irrigada)										
A	0-10	7,5 YR 2,5/3	Areia	gra, gs, pq	so, npg, npl	0,60	90,05	2,56	7,39	Arenosa
E	10-65	7,5 YR 4/4	Areia	gra, fr, med,	so, npg, npl	0,48	88,95	2,56	8,49	Arenosa
IIST L	65-95	7,5 YR 4/4	Areia	bsa, mac, gran,	so, npg, npl	0,33	80,7	9,2	10,1	Casca/arenosa

IIBt	95-125	5 YR4/6	Argiloaren .	bsa, mac, med	fri, lpl, lpl	0,31	51,95	27,84	20,21	Fr.arg. are
IIB C	125-145	2,5 YR 4/8	Argiloaren .	bsa, mac, med	fri,lpl, lpl	0,11	40,25	38,36	21,39	Fr.arg
IIC	145 – 185+	-	-	-	-	-	-	-	-	

Legenda: Hor. – Horizonte; Profun. – Profundidade;

¹mod. – moderada; fr. – fraca; med. – médio; L. – grande; ba – blocos angulares;bsa–blocos subangulares;gs. – grão simples; mac. – maciça; fr. – fraca; mod. – moderada; for. – forte; mpq. – muito pequena; pq. – pequena; gra. – granular; gran. – grande.

²so. – solto; fri. – friável; mfri – muito friável; npl. – não plástico; npg. – não pegajosa; lpg. – ligeiramente pegajosa; lpl. – ligeiramente plástico; STL – Stone Line

ARGISSOLO: Transição: A – Clara; E – Clara-abrupta / Topografia: A – plana; E – Plana-ondulada

LUVISSOLO: Transição : A – Clara; E – Clara ; ST – abrupta; B1 – Gradual; BC – Gradual; Topografia A- plana; E – plana-ondulada; ST – Ondulada; Bt –irregular, BC - Irregular