



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

ERICH CELESTINO BRAGA PEREIRA

**AVALIAÇÃO DO SEDIMENTO E NUTRIENTES APORTADOS EM UM
RESERVATÓRIO NO SEMIÁRIDO**

FORTALEZA

2019

ERICH CELESTINO BRAGA PEREIRA

AVALIAÇÃO DO SEDIMENTO E NUTRIENTES APORTADOS EM UM
RESERVATÓRIO NO SEMIÁRIDO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Centro de Ciência Agrárias, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo de Bacias Hidrográficas

Orientador: Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes

FORTALEZA

2019

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)

P49a Pereira, Erich Celestino Braga.
Avaliação do sedimento e nutrientes aportados em um reservatório no Semiárido / Erich Celestino Braga
Pereira. – 2019.
98 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2019.
Orientação: Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes.

1. Assoreamento. 2. Espectroscopia Vis-NIR. 3. Gestão hídrica. I. Título.

CDD 630

ERICH CELESTINO BRAGA PEREIRA

AVALIAÇÃO DO SEDIMENTO E NUTRIENTES APORTADOS EM UM
RESERVATÓRIO NO SEMIÁRIDO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Centro de Ciência Agrárias, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo de Bacias Hidrográficas.

Aprovada em: ___ / ___ / ____.

BANCA EXAMINADORA

Prof Dr. Fernando Bezerra Lopes (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof^a Ph.D Eunice Maia de Andrade
Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA)

Dra. Aldênia Mendes Mascena de Almeida
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof Ph.D Adunias dos Santos Teixeira
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof Dr. Luis Clenio Jário Moreira
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

A Deus Pai Criador, e a Nossa Senhora.

A meus pais José Agostinho e Maria Phaeena.

AGRADECIMENTOS

À Deus e a Maria Nossa Senhora por me manterem firme nessa etapa. Ao lado dessas divindades, agradeço a meus pais, Maria Phaeena e José Agostinho, por todos esforços empregados nos momentos de dificuldades. À minha namorada, Beatriz Sales, por todo carinho, companheirismo e compreensão;

À UFC, por meio do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PPGEA), por prover um lar acolhedor e adequado ao pleno desenvolvimento das atividades exigidas;

Aos Professores que magistralmente repassaram conhecimento a mim durante o curso: Eunice Maia, Fernando Bezerra, Adunias dos Santos, José Carlos de Araújo, Alexandre Costa, Marcos Bezerra e Luís Clenio Jairo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico (CNPq), pelo apoio financeiro por meio da bolsa de estudos;

Ao Professor Fernando Bezerra Lopes, orientador, pelos direcionamentos e paciência a mim dispensados;

À Dra. Aldênia Mendes Mascena de Almeida, pelas inestimáveis contribuições e auxílio neste processo;

Aos colegas do Grupo de Pesquisa e Extensão Manejo de Água e Solo no Semiárido (MASSA), por todos os momentos compartilhados de excelente convívio: Prof. Fernando, Profa. Eunice, Gilberto, Mônica, Fredson, Diego, Givanilson, Wilner, Fernanda, Erialdo, Raí, Emanuel, Jacques, Makeyson, Mateus, Nicole, Manuel, Valéria;

Aos amigos que auxiliaram nas coletas do sedimento: Fredson e Erialdo;

Aos amigos que auxiliaram nas leituras espectrais e processamento dos dados: Thales Rafael, Márcio Régis e Diego Antunes;

Aos colegas e amigos da Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, por todas as parcerias nos estudos: Fredson, Diego, Fernanda, Glauber, Raí, Márcio, Thales;

Aos técnicos do Departamento de Ciências do Solo: Deyse de Sousa Maia e Francisco José da Silva, por todo apoio e instruções nas análises laboratoriais;

Aos estudantes de pós-graduação do Departamento de Ciências do solo: Luan, Lucas e Alexandre, por todo auxílio nas análises, e por garantirem acolhida calorosa;

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola: Ana Maria e Maurício, pelo tratamento sempre amistoso e recepção exemplar.

RESUMO

O reservatório superficial representa um dos principais instrumentos de gestão dos recursos hídricos para o semiárido brasileiro, o qual retém sedimentos e nutrientes juntamente com o armazenamento hídrico. Conhecendo o impacto do sedimento e dos nutrientes sobre a qualidade da água, mostra-se necessário seu monitoramento periódico, apresentando-se o sensoriamento remoto associado a modelos matemáticos como alternativa eficiente para a estimativa dos constituintes do sedimento dragado. Desta forma, objetivou-se avaliar a distribuição do sedimento e nutrientes ao longo da bacia hidráulica do Reservatório Desterro, avaliando se o reservatório atua como sumidouro ou dispensor dos nutrientes aportados ao reservatório. Outro objetivo foi avaliar o desempenho do método dos mínimos quadrados parciais (PLSR) na estimativa das variáveis do sedimento. O estudo foi realizado no reservatório Desterro, Caridade, Ceará, no mês de março de 2018, quando o reservatório se apresentava com volume nulo de armazenamento. Durante o estudo foram coletadas amostras deformadas e indeformadas de sedimento e de material do leito do rio a intervalos de 20 cm em sete trincheiras (T1 a T7) escavadas no leito do rio do reservatório. As variáveis avaliadas no estudo foram o carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), fósforo disponível (P), ferro total (FeT), alumínio trocável (Al), pH, teor de areia, argila, silte, densidade global, densidade real e porosidade do sedimento. Foi aplicada a correlação de Pearson para avaliar as relações entre as variáveis estudadas, bem como análise de agrupamento e testes paramétricos e não paramétricos de teste de média. As respostas espectrais foram obtidas pelo sensor hiperespectral ASD FieldSpec 3, no intervalo entre 350 e 2500 nm, e estimados o COT, NT, P, FeT, areia, silte e argila pelo método dos mínimos quadrados parciais (PLSR), com bandas selecionadas a partir do método de regressão *Stepwise*. O sedimento apresentou alta variabilidade ao longo da bacia hidráulica, com incremento na profundidade e na concentração de sedimentos finos (silte e argila) desde às zonas de entrada dos cursos hídricos no reservatório em direção ao barramento. O COT e o NT apresentaram alta correlação com os sedimentos finos ($r = 0,848$ e $r = 0,780$, respectivamente), relação inversa verificada para o P disponível ($r = -0,519$). Assim, concluiu-se que os nutrientes aportados ficam retidos grande parte pelos sedimentos finos e pela matéria orgânica, servindo assim como sumidouro. A relação C/N apresentou valor médio de 8,77 demonstrando o predomínio de organismos fotossintetizadores não-vascularizados na mineralização desses nutrientes ao sedimento. A reflectância do sedimento apresentou valor médio 10% menores do que a reflectância das amostras do leito do rio. Os modelos foram avaliados como adequados para o COT (r de 0,97, R_a^2 de 0,94 e RPD de 6,70), para o NT (r de

0,98, R_a^2 de 0,96 e RPD de 2,59), para argila (r de 0,98, R_a^2 de 0,96 e RPD de 10,79), para o silte (r de 0,97, R_a^2 de 0,94 e RPD de 6,29) e para a areia (r de 0,97, R_a^2 de 0,93 e RPD de 11,25). Já para o P (r de 0,96, R_a^2 de 0,91 e RPD de 0,17) e para o FeT (r de 0,96, R_a^2 de 0,91 e RPD de 0,76), os modelos foram classificados como não-confiáveis.

Palavras-chave: Assoreamento. Espectroscopia Vis-NIR. Gestão hídrica.

ABSTRACT

The surface reservoir is one of the main instruments for management of water resources in Brazilian semi-arid, which retains sediments and nutrients together with water storage. Knowing the sediment and nutrients impacts over water quality, the periodic monitoring is necessary, presenting the remote sensing associated with mathematical models as efficient alternatives for estimating the dredged sediment constituents. Thus, we aimed evaluate the distribution of sediment and nutrients along the hydraulic basin of Desterro Reservoir, evaluating whether this reservoir acts as a sink or disperser of nutrients associated with the reservoir. Another objective was evaluate the performance of the partial least squares regression method (PLSR) in estimating sediment variables. The study was carried out in the Desterro Reservoir, Caridade, Ceará, in March 2018, when the reservoir presented itself in the null storage volume. During the study we collected sediment and riverbed material samples disturbed and undisturbed at intervals of 20 cm intervals in seven trenches (T1 to T7) digged in the reservoir riverbed. We evaluated in this study: total organic carbon (TOC), total nitrogen (NT), available phosphorus (P), total iron (TFe), exchangeable aluminium (Al), pH, sand, clay and silt concentration, particle density and porosity. We applied Pearson's correlation to evaluate the relationships between the studied variables, as well as cluster analysis and parametric and non-parametric means tests. We got the spectral responses using hyperspectral sensor ASD FieldSpec 3, in the range between 350 and 2500 nm, and estimated the COT, NT, sand, silt and clay by the partial least squares regression method (PLSR), with selected bands from Stepwise regression method. The sediment presented high variability along the hydraulic basin, with an increase in the depth and concentration of fine sediments (silt and clay) from the entrance of the watercourses in the reservoir towards the dam. TOC and NT showed a high correlation with the fine sediments ($r = 0.848$ and $r = 0.780$, respectively), and the inverse relation with the available P ($r = -0.519$). Thus, we concluded fine sediments and organic matter retained largely the nutrients contributed, serving as a sink. The C/N ratio shows an average value of 8.77 demonstrate the predominance of non-vascularized photosynthetic organisms in the mineralization of these nutrients to the sediment. The sediment reflectance showed an average value 10% lower than the reflectance of the riverbed samples. The models were evaluated as suitable for TOC ($r = 0.97$, $Ra^2 = 0.94$ and RPD de 6.70), for NT ($r = 0.98$, $Ra^2 = 0.96$ and RPD 2.59), for clay ($r = 0.98$, $Ra^2 = 0.96$ and RPD 10.79), for silt ($r = 0.97$, $Ra^2 = 0.94$ and RPD 6.29)

and for sand (r 0.97, Ra^2 0.93 and RPD 11.25). For the P (r 0.96, Ra^2 0.91 and RPD de 0.17) and for TFe (r 0.96, Ra^2 0.91 and RPD 0.76), the models were classified as unreliable.

Keywords: Silting. Spectroscopy Vis-NIR. Water management

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Região Semiárida brasileira	16
Figura 2 - Modelo geral de zonas de deposição do sedimento	22
Figura 3 - Padrões de deposição longitudinal do sedimento em reservatórios	23
Figura 4 - Localização da Bacia hidrográfica do Reservatório Desterro	28
Figura 5 - Classes de solo do Reservatório Desterro	29
Figura 6 - Evolução no uso e ocupação do solo para a bacia hidrográfica do Reservatório Desterro	30
Figura 7 - Dados Pluviométricos de Caridade, Ceará	31
Figura 8 - Evolução no volume armazenado do Reservatório Desterro	32
Figura 9 - Evolução do estado trófico do Reservatório Desterro	33
Figura 10 - Trincheira representativa escavada no Reservatório Desterro	37
Figura 11 - Coleta indeformada do sedimento no Reservatório Desterro	38
Figura 12 - Diagrama para classificação textural segundo USDA, adotado pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo	40
Figura 13 - Profundidade de deposição do sedimento em topossequência no Reservatório Desterro	46
Figura 14 - Classificação granulométrica e textural do sedimento (porcentagem) coletado em diferentes profundidades no Reservatório Desterro	48
Figura 15 - Carbono Orgânico Total (COT) presentes nos sedimentos para as diferentes profundidades das trincheiras do Reservatório Desterro	50
Figura 16 - Correlações entre o Carbono Orgânico Total (COT) e os componentes granulométricos sedimentos finos (Silte+Argila) e areia do sedimento do Reservatório Desterro	51
Figura 17 - Nitrogênio Total (NT) presentes nos sedimentos para as diferentes profundidades das trincheiras do Reservatório Desterro	52
Figura 18 - Correlações entre o Nitrogênio Total e o Carbono Orgânico Total (Esquerda); e Nitrogênio Total e os componentes granulométricos para o Reservatório Desterro	52
Figura 19 - Fósforo Disponível (P) presente no sedimento para as diferentes profundidades das trincheiras do Reservatório Desterro	55

Figura 20 - Correlações entre o Fósforo disponível e os componentes granulométricos do sedimento (finos), Alumínio e Ferro Total para o Reservatório Desterro	56
Figura 21 - Concentração de Alumínio trocável, Ferro Total e pH no sedimento do Reservatório Desterro	57
Figura 22 - Correlações do pH com o ferro total e alumínio trocável para o Reservatório Desterro	58
Figura 23 - Dendrograma apresentando a análise de agrupamento (clusters) para a distribuição do conjunto de variáveis avaliadas no sedimento do Reservatório Desterro	59
Figura 24 - Amostras de sedimento e material do leito do rio representando as profundidades de coleta dispostas em placas de Petri	69
Figura 25 - Suporte para a sonda do FieldSpec 3 com amostra de sedimento iluminado antes do acoplamento	70
Figura 26 - Fluxograma com as etapas da modelagem	71
Figura 27 - Comportamentos espectrais referentes às coletas das Trincheiras: T1 (A), T2 (B), T3 (C) e T4 (D)	76
Figura 28 - Comportamentos espectrais referentes às coletas das Trincheiras: T5 (A), T6 (B), e T7 (C)	77
Figura 29 - Média do comportamento espectral do sedimento e do material do leito do rio do reservatório Desterro	78
Figura 30 - Primeira derivada da reflectância. T1 (A), T2 (B), T3 (C), T4 (D)	79
Figura 31 - Primeira derivada da reflectância. T5 (A), T6 (B), T7 (C)	80
Figura 32 - Correlogramas entre a reflectância bruta e a primeira derivada com o COT, NT, P, FeT, argila, areia e silte	81
Figura 33 - Calibração e validação para os modelos do COT, NT, P e FeT gerados a partir do método PLSR	83
Figura 34 - Calibração e validação dos modelos para a argila, a areia e o silte gerados a partir do método PLSR	84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Evolução do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do Reservatório Desterro	31
Tabela 2 -	Classes Granulométricas das partículas de solo segundo os limites da USDA	40
Tabela 3 -	Profundidade limite entre o sedimento e o material original, Densidade global (ρ), Densidade real (ρ_s) e Porosidade do sedimento para o Açude Desterro	45
Tabela 4 -	Carbono orgânico total, Nitrogênio total e relação C/N para o Reservatório Desterro	54
Tabela 5 -	Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão (DP) e testes de média para os grupos formados por agrupamento em relação às variáveis estudadas para o Reservatório Desterro	60
Tabela 6 -	Análise das Componentes Principais para o sedimento do Reservatório Desterro	61
Tabela 7 -	Interpretação do coeficiente de Pearson (r)	73
Tabela 8 -	Interpretação do coeficiente de determinação ajustado (R_a^2)	73
Tabela 9 -	Interpretação da taxa de desvio da performance (RPD)	73
Tabela 10 -	Média e desvio padrão (DP) para o nitrogênio total (NT), carbono orgânico total (COT), areia, silte e argila para o sedimento e o material de fundo do reservatório Desterro	74
Tabela 11 -	Correlações entre os componentes do sedimento do Reservatório Desterro ..	75
Tabela 12 -	Bandas espectrais, o erro do quadrado médio (REQM), coeficiente de determinação ajustado (R_a^2), coeficiente de Pearson (r) e taxa de desvio de performance (RPD) para os modelos da estimativa das variáveis pelo método PLSR para o reservatório Desterro	82
Tabela 13 -	Equações de regressão gerados para o COT, NT, P, FeT, argila, areia e silte pelo método PLSR	85

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	14
2	HIPÓTESE E OBJETIVOS	15
2.1	Hipótese	15
2.2	Objetivos	15
2.2.1	<i>Objetivo geral</i>	15
2.2.2	<i>Objetivos específicos</i>	15
3	REVISÃO DE LITERATURA	16
3.1	Semiárido Brasileiro	16
3.2	Açudagem na região semiárida brasileira	17
3.3	Erosão	19
3.4	Assoreamento de reservatórios e acúmulo de nutrientes em regiões semiáridas	21
3.5	Espectroscopia Vis-NIR na estimativa dos componentes do sedimento	25
4	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	28
5	CAPÍTULO I - DISTRIBUIÇÃO E ANÁLISE FÍSICA E QUÍMICA DO SEDIMENTO ARMAZENADO EM UM RESERVATÓRIO SEMIÁRIDO	34
5.1	Introdução	35
5.2	Material e métodos	36
5.2.1	<i>Coletas do sedimento</i>	36
5.2.2	<i>Análise granulométrica</i>	39
5.2.3	<i>Textura do sedimento</i>	40
5.2.4	<i>Densidade do Global (ρ)</i>	41
5.2.5	<i>Densidade real (ρ_s)</i>	41
5.2.6	<i>Porosidade do sedimento</i>	42
5.2.7	<i>Carbono Orgânico Total (COT)</i>	42
5.2.8	<i>Nitrogênio Total (NT)</i>	43
5.2.9	<i>Fósforo Assimilável (P)</i>	43
5.2.10	<i>Potencial Hidrogeniônico (pH)</i>	43
5.2.11	<i>Ferro Total</i>	44
5.2.12	<i>Alumínio Trocável (Al)</i>	44
5.2.13	<i>Análises estatísticas</i>	44

5.3	Resultados e discussão	44
5.3.1	<i>Carbono Orgânico Total (COT)</i>	49
5.3.2	<i>Nitrogênio Total (NT)</i>	51
5.3.3	<i>Relação Carbono Nitrogênio (C/N)</i>	53
5.3.4	<i>Fósforo disponível (P)</i>	54
5.3.5	<i>Alumínio trocável, Ferro total e pH</i>	57
5.4	Conclusões	62
6	CAPÍTULO II - UTILIZAÇÃO DA ESPECTROSCOPIA VIS-NIR NA ESTIMATIVA DOS COMPONENTES DO SEDIMENTO APORTADO A UM RESERVATÓRIO SEMIÁRIDO	63
6.1	Introdução	65
6.2	Material e métodos	66
6.2.1	<i>Coletas de sedimento e material do leito do rio</i>	66
6.2.2	<i>Análise granulométrica</i>	66
6.2.3	<i>Carbono Orgânico Total (COT)</i>	67
6.2.4	<i>Nitrogênio Total (NT)</i>	67
6.2.5	<i>Fósforo Assimilável (P)</i>	68
6.2.6	<i>Ferro Total (FeT)</i>	68
6.2.7	<i>Espectroscopia no VIS-NIR</i>	68
6.2.7.1	<i>Pré-processamento</i>	71
6.2.7.2	<i>Calibração e avaliação dos modelos</i>	71
6.3	Resultados e discussão	73
6.4	Conclusões	85
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	87
	REFERÊNCIAS	88

1 INTRODUÇÃO GERAL

A região semiárida brasileira é caracterizada por um regime pluviométrico com alta variabilidade espaço-temporal, balanço hídrico negativo, e alta susceptibilidade a secas prolongadas (ANDRADE; MEIRELES; PALÁCIO, 2016; ALMEIDA *et al.*, 2017b). Essas características forçam a necessidade do armazenamento hídrico estratégico, sendo os reservatórios artificiais a principal alternativa, uma vez que as características geológicas de solos rasos com baixa capacidade de infiltração e estocagem hídrica em subsuperfície favorecem o armazenamento hídrico superficial (FERREIRA *et al.*, 2015; PETER *et al.*, 2014).

O reservatório superficial, ou açude, é um equipamento estruturado a partir do barramento de um rio e acúmulo hídrico a montante dessa estrutura. Ao interromper o fluxo natural do curso hídrico, além da retenção hídrica, os reservatórios acumulam sedimentos num processo conhecido como assoreamento, reduzindo assim sua capacidade de armazenamento hídrico e sua vida útil (LOBERA *et al.*, 2016). Juntamente com o carreamento de partículas do solo, o processo erosivo carrega diversos nutrientes e poluentes presentes no solo para os corpos hídricos, os quais, ao atingir os corpos hídricos, afetam negativamente a qualidade e quantidade da água (AO *et al.*, 2016), sendo necessário, portanto, o constante monitoramento do sedimento aportado aos reservatórios (SOUZA; CORREA; BRIERLEY, 2016).

Porém, os métodos tradicionais de monitoramento da qualidade do sedimento exigem muito tempo e altos investimentos financeiros, o que pode tornar inviável o manejo desse recurso hídrico (SONG *et al.*, 2018). Assim, o sensoriamento remoto baseado na reflectância do visível e infravermelho-próximo (VIS-NIR) associado a modelos matemáticos de regressão linear apresentam-se como alternativas eficientes, de baixo investimento financeiro e de resultados imediatos, com ampla aplicação em diversos estudos ambientais (CONFORTI; MATTEUCCI; BUTAFFUOCO, 2018).

Nesse contexto, esse trabalho é dividido em duas partes distintas: no Capítulo 1 foi analisada a distribuição do sedimento e dos nutrientes aportados ao Reservatório Desterro, bem como avaliar se o reservatório atua como sumidouro ou dispersor dos nutrientes a ele aportados; o Capítulo 2 teve como foco principal avaliar o método dos mínimos quadrados parciais (PLSR), em consonância com o sensoriamento remoto hiperespectral, na geração de modelos para o monitoramento do Carbono Orgânico Total (COT), Nitrogênio Total (NT), Fósforo disponível (P), Ferro Total (FeT) areia, silte e argila do material dragado do reservatório em estudo.

2 HIPÓTESE E OBJETIVOS

2.1 Hipótese

O sedimento se distribui de maneira distinta em relação à granulometria e aos nutrientes aportados, e esses nutrientes ficam retidos nos coloides do sedimento de um reservatório superficial na região semiárida. Esse sedimento bem como os nutrientes associados podem ser estimados a partir da associação do sensoriamento remoto e métodos de regressão linear do PLSR.

2.2 Objetivos

2.2.1 Objetivo geral

Analisar a dinâmica de sedimento e nutrientes em uma topossequência e ao longo da bacia hidráulica do reservatório e criar modelos no intuito de estimar o carbono orgânico total, o nitrogênio total, a areia, o silte e a argila no sedimento a partir do sensoriamento remoto.

2.2.2 Objetivos específicos

Identificar a característica de deposição de sedimento longitudinalmente no reservatório;

Avaliar se os nutrientes aportados ao reservatório estão sendo retidos ou sendo dispersados na continuidade do rio;

Determinar a característica de decomposição do material depositado quanto a relação carbono e nitrogênio (C/N);

Obter o comportamento espectral das amostras do sedimento e material do leito do rio no reservatório;

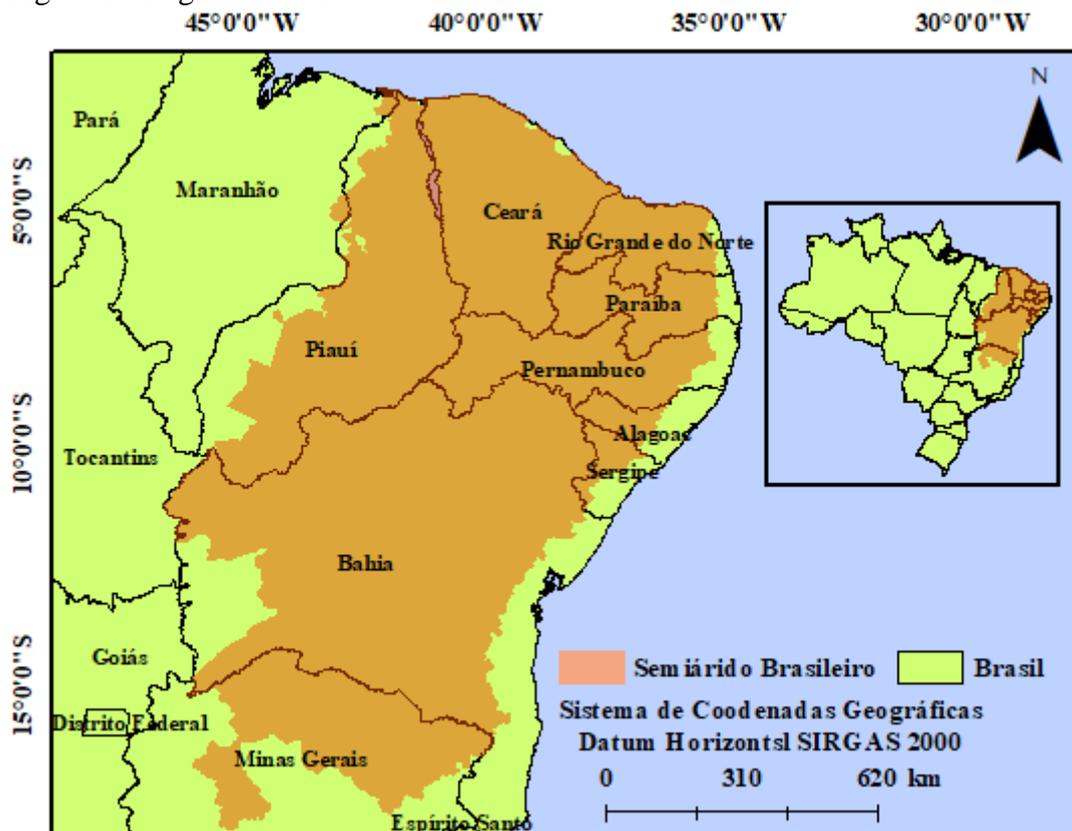
Avaliar o desempenho do modelo gerado a partir do método dos mínimos quadrados parciais (PLSR) na estimativa do COT, NT, P, FeT areia, silte e argila no reservatório Desterro.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Semiárido Brasileiro

A região semiárida brasileira restringe-se basicamente à região Nordeste do país, ocupando uma área de 1.128.697 km² de área, abrangendo os estados do Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia, e o norte do estado de Minas Gerais (Figura 1).

Figura 1 - Região Semiárida brasileira



Fonte: BRASIL (2018)

Elaborado pelo autor

A população residente no semiárido brasileiro ultrapassa 27.870.241 de habitantes, correspondendo a 34% da população do Nordeste e 13% da população brasileira, classificando-a como a região semiárida mais populosa do mundo (BRASIL, 2017). A vegetação endêmica da região semiárida é a Caatinga, classificada como uma floresta tropical seca. No geral, as atividades comumente adotadas no que tange ao uso e ocupação do solo no bioma caatinga (queima, dematamento, sobrepastejo) favorecem a degradação ambiental e a desertificação

desse ambiente. Além disso, as condições naturais das regiões semiáridas, como solos rasos e irregularidades pluviométricas, favorecem os processos erosivos do solo (SCHULZ *et al.*, 2016).

O Nordeste brasileiro possui 94% de sua área com susceptibilidade à desertificação classificada entre moderada a alta, sendo a grande totalidade desse território abrangido pela região semiárida, explicada por suas características hidrogeológicas (VIEIRA *et al.*, 2015). Solos rasos com impedimento à permeabilidade incrementam o escoamento superficial da precipitação incidente, enquanto vegetação decídua, com rápida mineralização da serapilheira decorrente da alta incidência solar, reduz a proteção do solo contra a energia desagregadora das gotas da chuva (BRONSTERT *et al.*, 2014).

Outro fato relevante é que 60% das precipitações nessa região semiárida se concentram no outono (na quadra chuvosa), com alta variabilidade intra-anual e interanual, além de sua alta intensidade que favorecem a rápida saturação dos horizontes, o que associadas às condições geológicas aumentam o escoamento superficial e o carreamento do sedimento no processo erosivo (ANDRADE *et al.*, 2016; ALMEIDA *et al.*, 2017a).

O déficit hídrico é outra característica da região semiárida, com precipitações média em torno de 700 mm.ano⁻¹, com alta variação espaço-temporal e evapotranspiração superior a 2000 mm, culminando com secas hidrológicas históricas e constantes (ALVARES *et al.* 2014; SILVA *et al.*, 2017). Os parâmetros para classificar essa região como semiárido são: I – Precipitação pluviométrica média anual inferior a 800 mm; II – Índice de aridez de até 0,5, o qual foi definido pelo balanço hídrico da região no período de 1961-1990; III – Risco de seca maior que 60%, com base em uma série histórica entre 1970-1990. Essa característica de déficit hídrico não é exclusividade do semiárido brasileiro, uma vez que cerca de um terço da superfície terrestre possui níveis diferentes de restrição hídrica (BRONSTERT *et al.*, 2014).

As secas constantes geradas por condições naturais causam diversos conflitos pelo uso múltiplo da água por conta da insegurança hídrica gerada nesse processo (ARAÚJO *et al.*, 2004). Com o objetivo de mitigar os efeitos das secas e garantir a oferta hídrica para a população nessa região, foram construídos ao longo da história milhares de reservatórios superficiais, os quais abastecem uma porcentagem superior a 90% da população do semiárido brasileiro com o recurso água (KROL *et al.*, 2011).

3.2 Açudagem na região semiárida brasileira

A convivência com a seca é o principal foco das diferentes esferas do setor público do semiárido brasileiro. No âmbito das mais importantes estratégias para a convivência com a seca nas regiões que sofrem com estresse hídrico, podemos citar a redistribuição hídrica entre bacias além do armazenamento hídrico em subsuperfície e superficial (HERNANDÉZ-MORA *et al.*, 2014). Para o semiárido brasileiro o principal instrumento de gestão dos recursos hídricos e mitigação dos efeitos da seca é a açudagem, reduzindo as pressões naturais e os constantes flagelamentos a que estão sujeitos os habitantes dessa região (FERREIRA *et al.*, 2015, PETER *et al.*, 2014).

A água destinada para o consumo humano pode ser armazenada superficialmente e subsuperficialmente. A água armazenada subsuperficialmente é estocada nos espaços porosos de rochas sedimentares, sendo essa água equivalente a 33% da água consumida mundialmente, abastecendo em torno de dois bilhões de pessoas no mundo (FAMIGLIETTI, 2014). Porém, a região semiárida brasileira possui como predominância o embasamento cristalino, o que inviabiliza o armazenamento de água subterrânea por conta da baixa porosidade dessas rochas, incitando assim a necessidade de armazenamento hídrico na forma de reservatórios superficiais a partir do barramento dos cursos hídricos intermitentes, uma vez que o subsolo retém baixos volumes hídricos (ANDRADE; MEIRELES; PALÁCIO, 2016).

Reservatório superficial, ou açude, é definido como uma estrutura decorrente do barramento do curso natural do rio, com os objetivos de acúmulo hídrico para a regulação da vazão do rio, controle de enchentes ou para o armazenamento do sedimento gerado na bacia hidrográfica (ABOUABDILIAH *et al.*, 2014). O primeiro reservatório de grande porte do semiárido brasileiro para o abastecimento público foi o Açude Cedro, Ceará, projetado e executado pela Inspeção de Obras Contra a Seca (IOCS), em 1906 (CAMPOS, 2005). Cerca de 100 anos após a construção desse reservatório, o estado do Ceará apresenta em torno de 25 mil reservatórios superficiais de diversos tamanhos e capacidades de armazenamento (CAMPOS *et al.*, 2016).

Mesmo sendo a principal estratégia de convivência com a seca no semiárido brasileiro, a maioria dos reservatórios existentes na região são construídos sem qualquer estudo de impacto ambiental e sem supervisão técnica (TOLEDO; ARAÚJO; ALMEIDA, 2014). O rompimento desse tipo de barramento dimensionados inapropriadamente pode causar desastres ambientais e humanos pelo transporte de consideráveis volumes hídricos e sedimentos à jusante do barramento (SOUZA; CORREA; BRIERLEY, 2016).

Os açudes podem ser classificados em relação à capacidade de armazenamento em: a) Pequenos: com capacidade de armazenamento menor do que $3,7 \text{ hm}^3$; b) Médios: com capacidade de armazenamento entre $3,7 \text{ hm}^3$ e 37 hm^3 ; e 3) Grandes: capacidade de armazenamento superior a 37 hm^3 (NEBRASKA, 2013). Porém, para Lima Neto, Wiegand e Araújo (2011) os reservatórios se classificam em: Ci com capacidade de armazenamento menor do que 1 hm^3 ; Cii com capacidade entre 1 e 10 hm^3 ; Ciii com capacidade entre 10 e 50 hm^3 ; e Civ com capacidade de armazenamento superior a 50 hm^3 . Os grandes açudes possuem como papel principal a reserva hídrica estratégica, para que em eventos de secas extremas o mesmo mantenha volume considerável de um ano para o outro para a redistribuição. Os reservatórios de pequeno porte apresentam-se para a distribuição espacial das reservas hídricas; enquanto os médios possuem função intermediária (CAMPOS, 2005).

O reservatório superficial apresenta-se como um exutório artificial de uma bacia hidrográfica, bacia essa onde ocorrem todos os processos hidrológicos, desde a precipitação e infiltração, até o escoamento superficial, sendo essa a formação geomorfológica que constitui a unidade de aplicação de técnicas de conservação de água e solo e planejamento ambiental (SANTOS *et al.*, 2014a). Assim, os processos erosivos ocorrem nas bacias hidrográficas, sendo o sedimento carregado direcionado aos corpos hídricos pelo escoamento superficial causando assoreamento dos açudes e conseqüentemente reduzindo a capacidade de armazenamento hídrico deles. Esse processo de assoreamento além de abreviar a vida útil dos reservatórios induz à eutrofização por conta de o sedimento carregado apresentar-se enriquecido com diferentes nutrientes e poluentes agregados ao solo erodido (RODRIGUES *et al.*, 2013).

3.3 Erosão

A erosão do solo é o processo natural de desagregação e transporte das partículas do solo sob ação do vento, da gravidade, dos seres vivos e, principalmente, pela ação da chuva e do escoamento hídrico superficial (SANTOS *et al.*, 2017). Mesmo sendo um processo natural, as intervenções antrópicas de uso e ocupação do solo aliados às condições ambientais que impulsionam o escoamento superficial culminam na degradação ambiental (PENG *et al.*, 2014; ZHANG *et al.*, 2014).

Nas regiões áridas, semiáridas e subúmidas do globo, as condições naturais promovem a erosão hídrica, o que reduz a fertilidade do solo pela perda de solo e dos nutrientes, assoreia e causa eutrofização dos corpos hídricos e o que induz à desertificação dessas áreas

(SANTOS *et al.*, 2014b). O processo erosivo é o principal agente de degradação ambiental, uma vez que os processos de evolução do solo não se sucedem em escala humana de tempo, e sim em escala geológica de centenas ou milhares de anos. Assim, a recuperação desses solos degradados ocorre lentamente, e em muitos casos essa recuperação só ocorre a partir da interferência humana com diferentes estratégias de manejo, o que exige altos investimentos financeiros, de conhecimento, mão de obra capacitada e tempo (VANWALLEGHEM *et al.*, 2017).

Intervenções antrópicas, condições climáticas, declividade do terreno, estruturação das partículas do solo e características de cobertura da vegetação apresentam-se como principais indicadores para analisar e classificar os processos erosivos (COMINO *et al.*, 2016; CAWSON *et al.*, 2013). No que concerne às ações antrópicas de uso e ocupação do solo, podemos citar a agricultura intensiva, sobrepastejo, desmatamento e queimadas de ambientes vulneráveis, que ocasionam desertificação por fomentar o processo erosivo (ALVES; AZEVEDO; SANTOS, 2017).

A desagregação das estruturas de agregação do solo ocorre principalmente pela ação da gota da chuva, que ao atingir o solo desagrega suas partículas superficiais menos agregadas, atuando principalmente em solos desprotegidos (MARZEN *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2015; ZHOU *et al.*, 2016). Em solos desprotegidos de serapilheira e vegetação, o processo de drenagem superficial associado a ação da gravidade e às condições de declividade do terreno impulsionam o processo a erosão laminar em sulcos, ravinas ou voçorocas (CASTILLO; GÓMEZ, 2016; POESEN *et al.*, 2003; SILVA *et al.*, 2013).

A estabilidade das partículas do solo em estruturas é um fator intrínseco do solo e relevante no estudo dos processos erosivos, sendo as partículas mais susceptíveis aos processos erosivos as de menor diâmetro (partículas primárias do solo), referentes a argila, silte e areia fina, as quais são carregadas juntamente com poluentes e elementos químicos (ALMAJMAIE *et al.*, 2017).

A erosão decorrente da ação hídrica é a principal modeladora da superfície terrestre, e em regiões vulneráveis a principal causadora de degradação do solo *in situ*, pela erosão ocorrer pontualmente na perda das partículas do solo; e *ex situ* por esse sedimento carregado por escoamento superficial pelos corpos hídricos, o que resulta em consequências a jusante do sítio de origem das partículas, onde ocorrerá o aporte desse sedimento (PROSDOCIMI, CERDÁ; TAROLLI, 2016; ROMERO *et al.*, 2015).

O transporte do material fino em suspensão pelo escoamento superficial em cursos hídricos é o principal mecanismo de transferência de partículas no relevo, ocorrendo o carreamento do material mais grosseiro, de maior massa primordialmente, junto ao fundo dos rios, culminando assim com a descarga desse material de forma mais morosa (SABIR *et al.*, 2013).

3.4 Assoreamento de reservatórios e acúmulo de nutrientes em regiões semiáridas

Em condições naturais, o sedimento transportado pelos cursos hídricos encontra-se em estado de balanceamento com o sedimento produzido nas bacias hidrográficas. Porém, os barramentos superficiais em cursos hídricos tendem a desfavorecer esse balanceamento, uma vez que ocorrerá o acúmulo das partículas transportadas pelos rios, rompendo assim com a cadeia de conectividade do sedimento nas diferentes escalas geomorfológicas da bacia hidrográfica (PARSONS *et al.*, 2015).

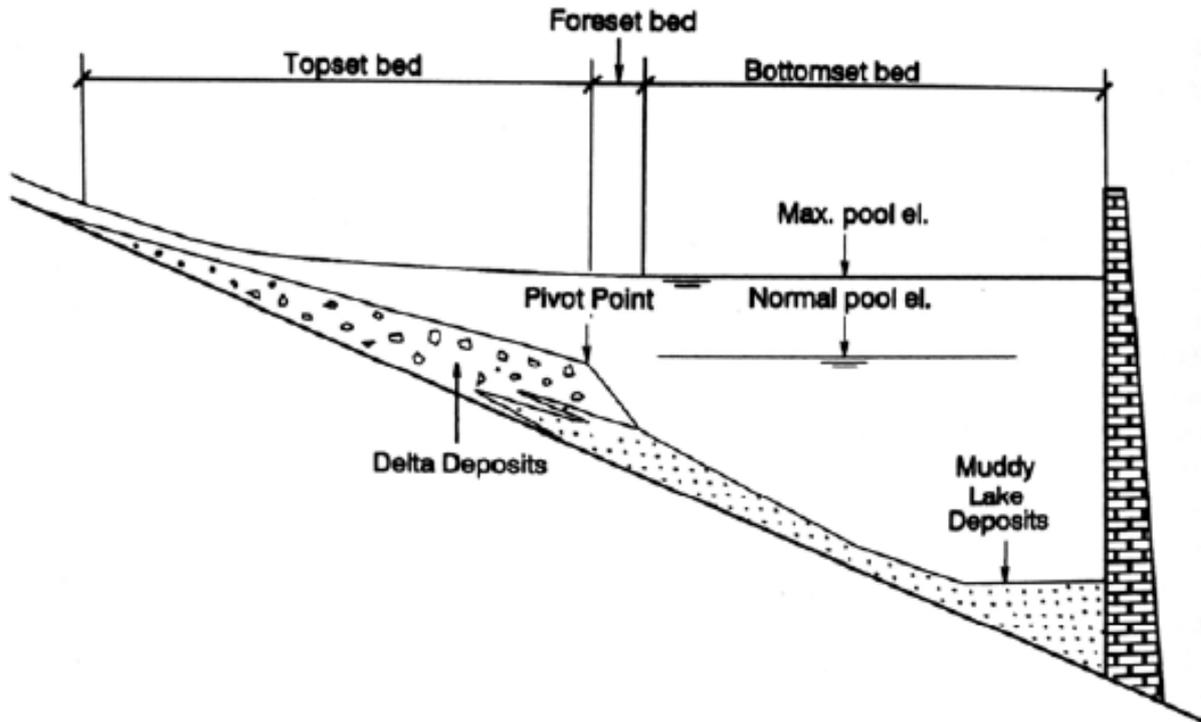
Além da interrupção da transferência hídrica natural, os barramentos superficiais afetam na forma de umedecimento e secagem das zonas ripárias, bem como a zona de deposição do sedimento, uma vez que o setor de inundação do curso hídrico tende a ser imensamente amplificado à montante da barragem, bem como a zona de sedimentação das partículas de sedimento dissolvidas na água inundante (BALDWIN; MITCHELL, 2000).

Ao adentrar o reservatório ocorre a redução da velocidade do curso hídrico, limitando a energia fluvial capaz de transportar sedimentos, o que favorece a deposição do material mais grosseiro antes carregado como material de fundo, enquanto o sedimento mais fino continua sendo transportado via fluxo turbulento rumo ao barramento (SCHLEISS *et al.*, 2016).

As zonas de deposição longitudinais do sedimento no reservatório são divididas conceitualmente em (Figura 2): 1) Zona de deposição superior (*Topset beds*) - refere-se ao acúmulo progressivo de material mais grosseiro do sedimento a partir da porção superior do reservatório na forma de delta, com acúmulo de material com partículas de massa mais pesada e com rápida sedimentação na parte superior do reservatório (zona anterior à entrada no reservatório); 2) Zona de deposição pós-delta (*Forset deposits*) – representa a parte final do delta que avança o reservatório, diferenciando-se da zona anterior pelo incremento de material fino e pela declividade superior; 3) Zona de deposição de fundo (*Bottomset beds*) – apresenta-

se como a zona de deposição de finos carregados por fluxo turbulento e não estratificado na zona de deposição próxima ao barramento (MORRIS; FAN, 1998).

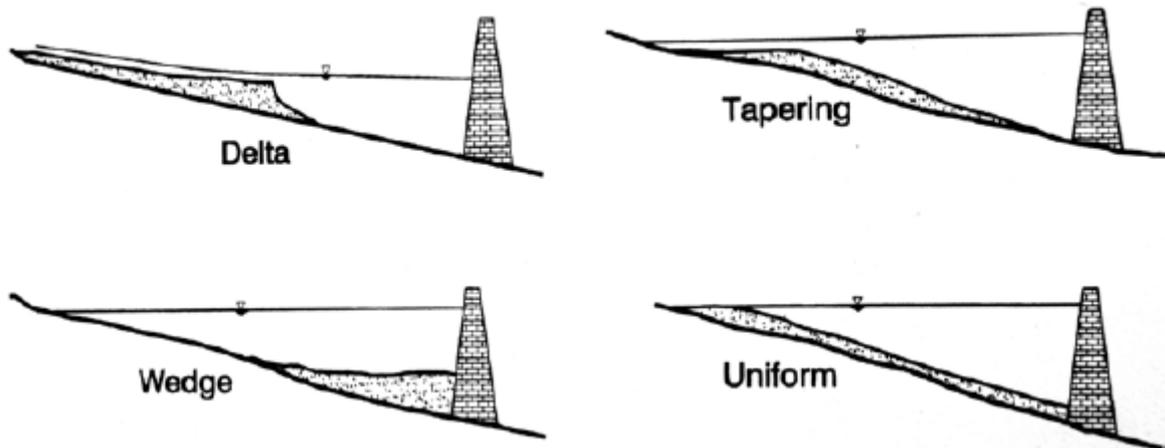
Figura 2 - Modelo geral de zonas de deposição do sedimento



Fonte: Adaptado de Morris e Fan, (1998).

A deposição longitudinal apresenta quatro principais padrões (Figura 3). A deposição “Delta” onde concentram-se as frações grosseiras da carga do sedimento na zona de entrada do reservatório. A deposição em “Forma de cunha” (*Wedge-shaped*) é o acúmulo de partículas mais grosseiras observadas na barragem, tornando-se mais fino no sentido à montante, característica de reservatórios pequenos com alta taxa de fluxo hídrico com sedimentos finos e em grandes reservatórios operados em baixos volumes hídricos durante eventos de enchente. Deposição “Decrescente” (*Tapering*), ocorre quando o sedimento aportado se torna progressivamente fino em direção à barragem. Já a deposição “Uniforme” (*Uniform*) que ocorre em reservatórios estreitos, com alta flutuação de níveis hídricos com baixas cargas de sedimentos finos aportados que produzem uma deposição próxima a uniformidade (MORRIS; FAN, 1998).

Figura 3 - Padrões de deposição longitudinal do sedimento em reservatórios



Fonte: Adaptado de Morris e Fan (1998)

O material que adentra o reservatório é composto em grande parte de material fino, composto por argila e silte, além de areia, cada uma dessas partículas de sedimento apresentando características singulares. A fração areia apresenta maior dimensão, com maior quantidade de macroporos em detrimento de microporos, o que favorece a alta permeabilidade e baixa retenção hídrica em solos com predomínio desse material. O silte possui menores e mais numerosos poros, com menor massa e maior retenção hídrica do que a areia. Já a argila possui maior área superficial, com diâmetro menor do que as duas frações anteriores, com elevada retenção hídrica, alta pegajosidade e coesão, além de alta capacidade de trocas catiônicas (CTC), que favorece a adsorção de nutrientes (MARCOLIN; KLEIN, 2011; CRUZ *et al.*, 2013).

As frações do sedimento são representadas também na densidade global e densidade real. A densidade real, também conhecida como densidade aparente, é a relação entre massa de sedimento seco e o respectivo volume ocupado, apresentando sedimentos de granulometria arenosa densidade superior a sedimentos com característica argilosa, com valores intermediários representando materiais siltosos (LIBARDI, 2005). Estudando o assoreamento em oito reservatórios no estado do Ceará (Semiárido brasileiro), Araújo (2003) afirma que o valor médio de densidade global para esses corpos hídricos é de $1,30 \text{ g.cm}^{-3}$. A densidade global reduz com o incremento da matéria orgânica no solo uma vez que matéria orgânica apresenta menor densidade do que materiais minerais (BRAIDA *et al.*, 2006). Já a densidade real é a relação entre a massa de solo e o volume dos sólidos que o compõe, sendo um atributo que expressa sobre as partículas componentes do solo, que é uma característica imutável (MONTANARI *et al.*, 2010).

Como nos solos encontram-se adsorvidos muitos nutrientes, principalmente nas partículas finas do solo, ao ser carregado o sedimento no processo erosivo esses nutrientes são carregados juntamente, sejam esses nutrientes decorrentes da evolução do solo seja por aporte externo (AO *et al.*, 2016). Assim, o sedimento que atinge o barramento superficial, juntamente com diferentes substâncias, ao atingir os corpos hídricos causará assoreamento e possivelmente eutrofização, sendo considerado assim o principal poluente não-pontual de corpos hídricos (BERTOL *et al.*, 2007; HU; FISTER; KUHN, 2013). Esse acúmulo progressivo de nutrientes associados às partículas finas erodidas é definido como enriquecimento do sedimento, seja por partículas de solo, seja por elementos como fósforo (P), nitrogênio (N) e ferro (Fe) (DEFERSHA; MELESSE, 2012).

A partir do conhecimento de que a região semiárida brasileira apresenta constante oscilação no volume hídrico armazenado nos reservatórios por conta das condições naturais de evaporação e o reduzido abastecimento no período de estiagem pluviométrica, verifica-se que ao reduzir a carga hídrica armazenada eleva-se a concentração dos nutrientes diluídos na água, acarretando na redução da qualidade da água em reservatórios (COSTA; ATTAYDE; BECKER, 2016). Assim, o aporte de poluentes antrópicos em reservatórios tende a acentuar o problema natural de acúmulo de metais pesados ou elementos eutrofizantes, o que exige a necessidade do monitoramento da qualidade hídrica nesses reservatórios superficiais que não possuem recargas hídricas garantidas (LÓPEZ *et al.*, 2016; ROCHA; ANDRADE; LOPES, 2015).

Além da poluição por ação antrópica, como agricultura e esgotos domésticos, outra fonte de disponibilização de nutrientes para os reservatórios é a decomposição de micro e macro organismos pela desidratação de ambientes alagados, onde os principais macronutrientes são P, N e C, o que gera a eutrofização dos corpos hídricos (BALDWIN; MITCHELL, 2000). Eutrofização é considerado o principal problema relacionado às águas superficiais no mundo, e refere-se ao enriquecimento dos corpos hídricos, principalmente por compostos nitrogenados e fosforados (LOPES *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2017).

O N e P são os principais reguladores da proliferação de micro-organismos aquáticos. Porém, como o nitrogênio pode ser fixado por vários micro-organismos a partir de sua forma gasosa presente no ar atmosférico e o fósforo necessariamente deve ser adicionado ao sistema aquático para ocorrer o processo de eutrofização, este último apresenta-se como o principal regulador da proliferação de fitoplânctons em sistemas aquáticos (ORIHÉL *et al.*, 2015; HERNANI; KURIHARA; SILVA, 1999). Para Han *et al.* (2018) o fósforo é o principal

limitante primário do processo eutrofizador por conta da baixa disponibilidade desse elemento por imobilização por diferentes elementos.

Os compostos fosfatados, em condições de anoxia, ligam-se fortemente aos óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, além da adsorção pela matéria orgânica. Essas ligações dificultam a biodisponibilidade de fósforo para os micro-organismos eutrofizadores, limitando assim o processo de eutrofização pela retenção desse macronutriente essencial para o desenvolvimento de seres vivos (ABELL; ÖZKUNDACCI; HAMILTON, 2010; HERNÁNDEZ; MEURER, 1998; LI *et al.*, 2013; NOYMA *et al.*, 2016; SMOLDERS; ROELOFS, 1993).

Portanto, após toda explanação sobre o impacto do sedimento sobre a qualidade e quantidade dos recursos hídricos, fica evidente a importância do monitoramento das características físico-químicas do sedimento aportado ao reservatório, sendo imprescindível o desenvolvimento de técnicas mais ágeis para auxiliar nesse monitoramento.

3.5 Espectroscopia Vis-NIR na estimativa dos componentes do sedimento

O uso e ocupação do solo atribuídos à bacia de contribuição tendem a incrementar o sedimento incorporado ao reservatório superficial com diversos poluentes, o que exige estratégias adequadas para o manejo desse sedimento para não afetar a qualidade e a quantidade do recurso hídrico (FRÉMION *et al.*, 2016a). Assim, o entendimento das características e a quantificação do sedimento e dos contaminantes presentes no reservatório auxiliam no entendimento dos compostos aportados ao reservatório, auxiliando nas tomadas de decisão sobre as estratégias a serem adotadas para o manejo adequando desse sedimento (WEI *et al.*, 2016).

Os métodos tradicionais de coleta e análises físico-químicas do sedimento exigem altos investimentos financeiros, além de demandar mão de obra capacitada e tempo considerável para a obtenção dos resultados, o que pode inviabilizar o constante monitoramento dos nutrientes no sedimento dragado (SONG *et al.*, 2018). Assim nas últimas décadas diversos pesquisadores vêm buscando alternativas viáveis para o monitoramento de sedimento e solo, focadas principalmente no sensoriamento remoto a partir da espectroscopia da reflectância nos intervalos do visível, infravermelho próximo e médio (VIS-NIR) associados a métodos de regressão múltipla e estatística multivariada (BEN-DOR; BANIN, 1995; DALAL; HENRY, 1998; TERRA; DEMATTÊ; VISCARA ROSSEL, 2014).

O comportamento espectral do sedimento é semelhante ao observado para os solos, uma vez que as partículas e nutrientes presentes no sedimento são provenientes dos solos e rochas à montante da zona de deposição. Para Belinasso, Demattê e Romeiro (2010), a reflectância das partículas de sedimento é função de sua composição, tais como matéria orgânica, materiais primários, minerais de argila, sais, água e materiais cristalizados. Para as pesquisas referentes aos componentes do sedimento via sensoriamento remoto é necessário a utilização de sensores que coletem informações nos comprimentos de onda condizentes às explicações os fenômenos investigados.

Sensoriamento Remoto (SR) é definido como sendo o conjunto de técnicas utilizadas para a obtenção de informações de determinado alvo sem o contato direto com o mesmo. De forma mais detalhada, Novo (2010) define Sensoriamento Remoto como sendo a utilização conjunta de sensores, equipamentos para processamento de dados, equipamentos de transmissão de dados transportados a bordo de aeronaves, espaçonaves, ou outras plataformas, com a finalidade de estudo de eventos, fenômenos e processos da superfície terrestre a partir da interação entre a radiação eletromagnética e as substâncias que compõem os diversos alvos.

Os sensores que medem a radiância dos alvos (radiômetros) podem ser classificados quanto as resoluções: espacial, temporal, radiométrica e espectral (VERDE *et al.*, 2018). No que se refere à resolução espectral, os sensores são classificados como multiespectral, quando operam em poucas faixas espectrais (no máximo dezenas), e os hiperespectrais, quando operam em várias faixas espectrais (centenas ou milhares). Para Florenzano (2011), quanto maior o número de bandas captada por um sensor, maior a possibilidade dele identificar variações de energia refletida pelo objeto, incrementando a capacidade de gerar inferência a cerca dos comportamentos espectrais dos alvos.

Estudos referentes às características físicas e químicas do sedimento apresentam grande aplicação quando associados à espectroscopia Vis-NIR, que compreende os seguintes intervalos de comprimento: VIS (Visible - 350-700 nm), NIR (Near Infrared - 700-1100 nm) e SWIR (Short Wave Infrared - 1100-2500 nm), sendo importante a utilização de sensores hiperespectrais para a obtenção de informações em todo esse espectro, auxiliando assim na explicação dos fenômenos observados (MOURA-BUENO *et al.*, 2019). Os métodos de avaliação utilizam basicamente a absorção ou reflectância da energia em bandas específicas do espectro (assinatura espectral), principalmente por vibrações nas ligações químicas dos grupos O-H, C-H, N-H e grupos C=O, identificando assim o comportamento de absorção/reflectância específica no espectro que possa representar o objeto de estudo (XU *et al.*, 2018).

Para Conforti, Matteucci e Buttafuoco (2018), a espectroscopia do Vis-NIR assume que a reflectância do sedimento no espectro 350-2500 nm é uma combinação linear de assinaturas espectrais de vários componentes, sendo quanto maior a quantidade do componente no sedimento, maior sua influência no comportamento espectral. Assim, pequenas variações nas características físicas, químicas, mineralógicas ou biológicas podem ser identificadas pela espectroscopia. Porém, a obtenção dessas relações entre a espectroscopia e os componentes do sedimento não podem ser obtidas de forma direta, sendo necessário a utilização de modelos.

Para a geração de modelos que visam estimar as variáveis estudadas, as respectivas respostas espectrais são processadas a partir de métodos de regressão linear múltipla (*Multiple Linear Regression* - MLR), análise dos componentes principais (*Principal Components Regression* - PCR) e regressão pelos mínimos quadrados parciais (*Partial Least-Squares Regression* - PLSR); além de técnicas com máquina de suporte de vetores (*Support Vectors Machine* - SVM) e redes neurais artificiais (*Artificial Neural Networks* - ANN) (VAN DE BROEK; GOVERS, 2019).

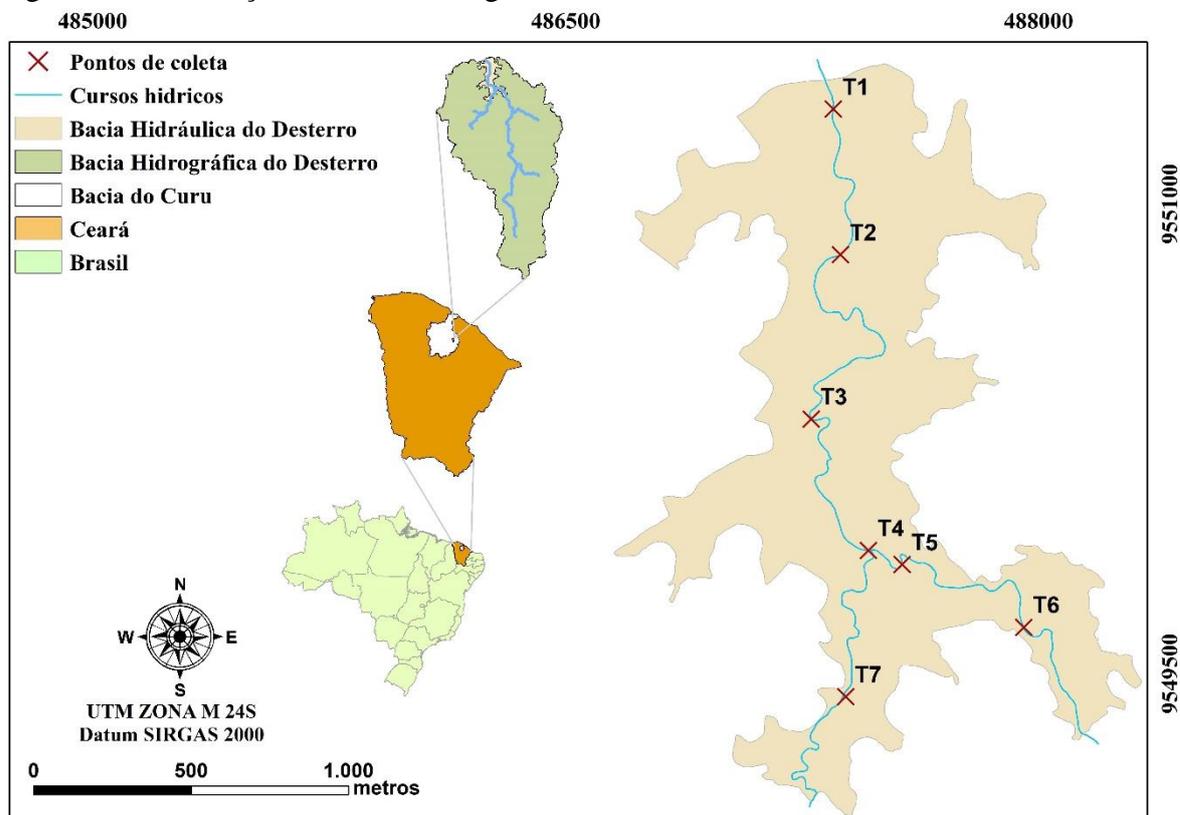
De forma geral, os métodos de regressão associados às respostas espectrais do alvo têm o objetivo de reduzir a matriz espectral a poucas variáveis, otimizando assim a melhor correlação com a propriedade predita (ZORNOZA *et al.*, 2008). O PLSR é o principal método utilizado para construir modelos quando existe grande quantidade de variáveis preditoras altamente colineares, como ocorre com as respostas espectrais. Esse método baseia-se na variável latente de decomposição de dois conjuntos de variáveis, X (reflectância das bandas espectrais) e Y (resultados conhecidos do que está sendo estudado). Então o PLSR seleciona fatores ortogonais que maximizem a covariância entre as variáveis dependentes e independentes, onde o número de fatores selecionados pelo método explica a maior variação tanto no preditor quanto nas respostas (CONFORTI *et al.*, 2013).

4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O foco do estudo foi na bacia hidráulica do reservatório Desterro. A bacia hidrográfica que contribui para esse reservatório localiza-se no município de Caridade, Ceará, distante 84 quilômetros de Fortaleza, especificamente entre as coordenadas 39°8'30" a 39°4'30" W, e 4°3'30" e 4°10'00" S (Figura 4).

Esse reservatório foi construído no ano de 1956, pelo barramento do Riacho do Mel, afluente do Rio Canindé, localizados na Bacia do Rio Curu. Na entrada do reservatório, o Riacho do Mel possui um tributário denominado Riacho Lemos. O reservatório possui capacidade de armazenamento hídrico de 5,010 hm³, com área da bacia hidrográfica de 42,960 km², e bacia hidráulica com área de 170,910 ha (CEARÁ, 2018).

Figura 4 - Localização da Bacia hidrográfica do Reservatório Desterro

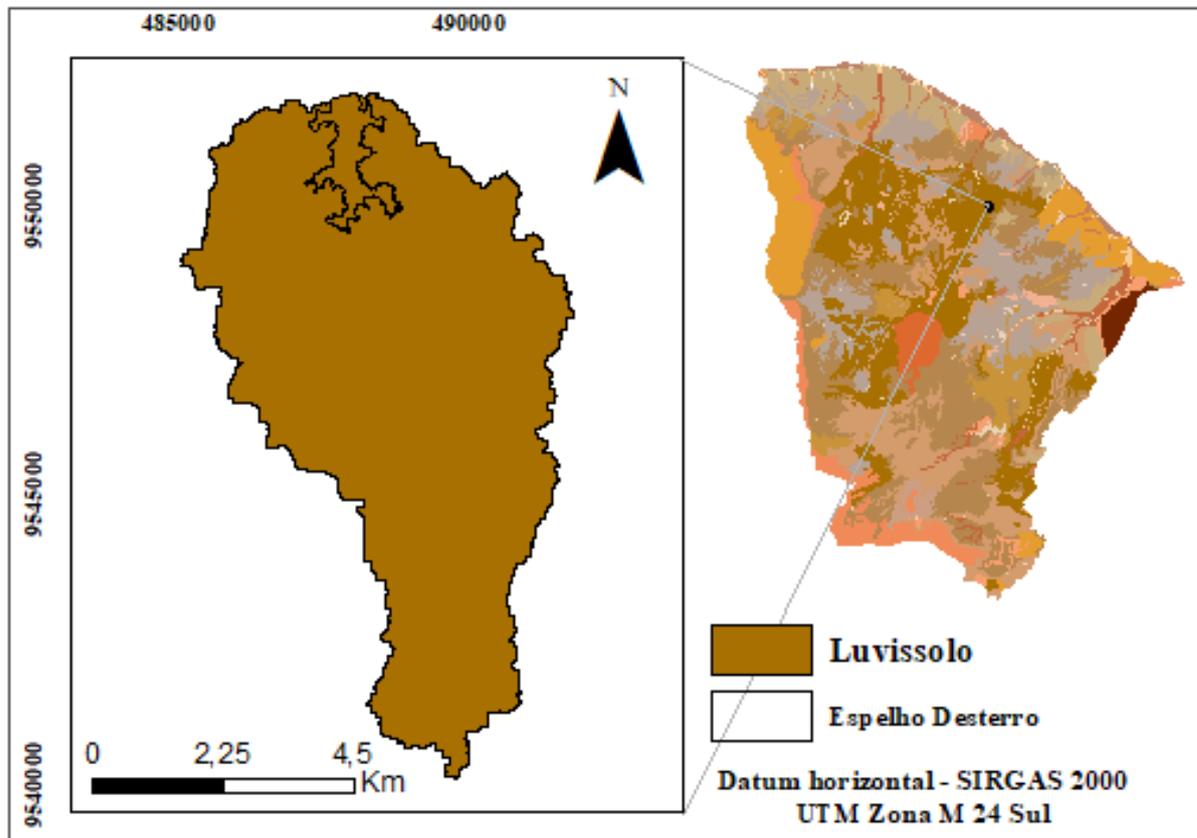


Fonte: Elaborado pelo autor

Com relação às classes de solo predominantes na bacia, observa-se, por essa escala, a prevalência de uma classe, o Luvissoleto (Figura 5). Essa classe de solo, de acordo com EMBRAPA (2018), são solos com horizonte subsuperficial B textura com argila de alta atividade e saturação por bases. Essa classe de solo é altamente susceptível ao processo erosivo,

uma vez que a reduzida permeabilidade hídrica, por conta da argila expansiva subsuperficial acelera a saturação do perfil do solo mais próxima da superfície, contribuindo com o escoamento superficial.

Figura 5 - Classes de solo do Reservatório Desterro

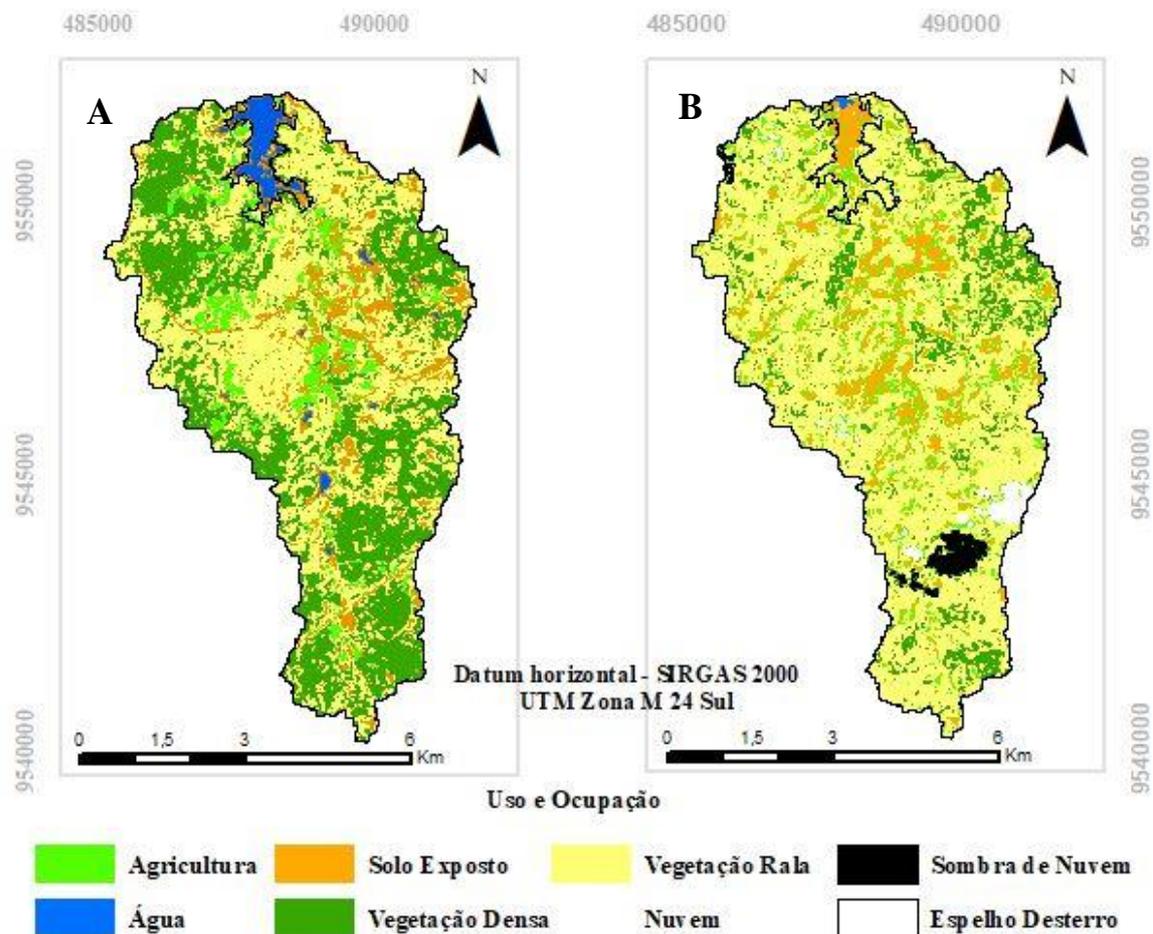


Fonte: FUNCEME (2008)
Elaborado pelo autor

A evolução do uso e ocupação da bacia hidrográfica do reservatório Desterro é apresentada na Figura 6. Já os valores dessa evolução seguem apresentados na Tabela 1. A classificação foi realizada a partir de imagens obtidas junto ao site do Earthexplorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>).

Ambas imagens foram adquiridas na posição da linha 217 e trajetória 063 dos satélites Landsat 5 (imagem de 07-04-2011) e satélite Landsat 8 (imagem de 26-06-2017). A classificação utilizada foi a supervisionada pelo método da máxima verossimilhança, em ambiente SIG do software ENVI 5.1.

Figura 6 - Evolução no uso e ocupação do solo para a bacia hidrográfica do Reservatório Desterro



A – Imagem referente a 2011; B – Imagem referente a 2017.

Elaborado pelo autor

A redução na área dos espelhos d'água foi de 1,20 km² de 2011 a 2017 muito por conta da baixa pluviosidade que está contida na figura 8, além da redução na vegetação densa na ordem de 11,58 km². Em contrapartida observa-se um aumento para esse mesmo período do solo exposto em 0,29 km², da agricultura em 1,45 km² e da vegetação rala em 9,59 km².

Vale salientar que como a imagem referente a 2017 possui nuvens e sombra de nuvens impedindo de se averiguar o uso e ocupação do solo nessas áreas, não foi levado em consideração mesma a área coberta por esses componentes em 2011, com o objetivo de evitar estimar inadequadamente a evolução do uso e ocupação do solo.

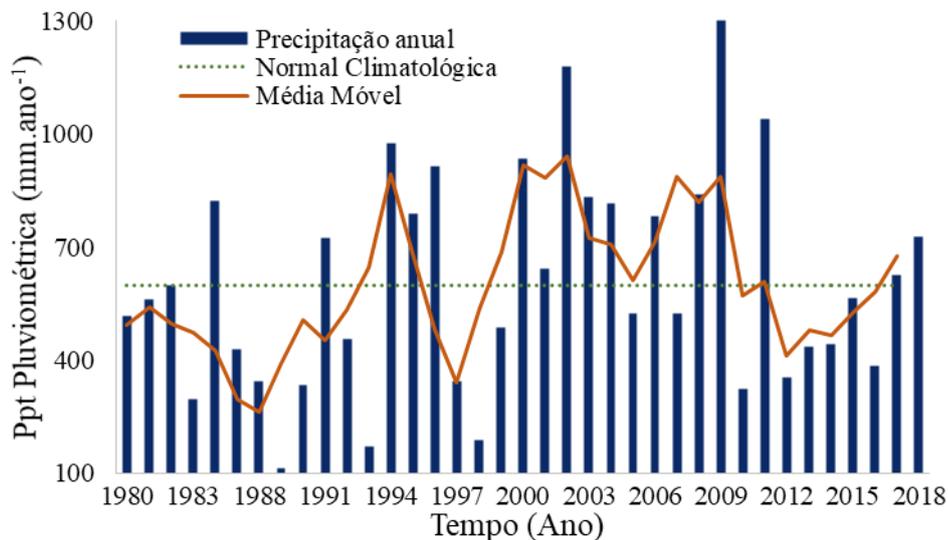
O clima da região é do tipo BSh'h' pela classificação de Köppen, com clima semiárido quente e seco, temperatura média superior a 18°C, precipitação média de 599,02 mm ano⁻¹, e balanço hídrico negativo (FUNCEME, 2019), sendo a Floresta Tropical Seca Caatinga a vegetação predominante.

Tabela 1 - Evolução do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do Reservatório Desterro

Uso e ocupação do solo	Ano		
	2011	2017	Variação 2011-2017
Água (km ²)	1,26	0,06	1,20
Vegetação Densa (km ²)	16,15	4,57	11,58
Solo Exposto (km ²)	4,58	4,88	-0,29
Agricultura (km ²)	3,10	4,55	-1,45
Vegetação Rala (km ²)	19,32	28,91	-9,59

Na Figura 7 são apresentados os dados pluviométricos históricos do município de Caridade, verifica-se que a partir de 2011 até 2016 as precipitações pluviométricas apresentaram volumes abaixo da média, voltando em 2017 a atingir a média pluviométrica histórica (normal climatológica). Esses dados de precipitação reduzida nos seis anos citados e a volta da recarga em 2017 influenciaram na carga hídrica armazenada do reservatório, como apresenta a Figura 7.

Figura 7 - Dados Pluviométricos de Caridade, Ceará



Fonte: FUNCEME (2019)

As coletas de sedimento e material do leito do rio na bacia hidráulica do reservatório foram realizadas em volume nulo de armazenamento de água. A Figura 8 demonstra que o Reservatório Desterro alcançou a cota zero de armazenamento em agosto de 2013, voltando a

obter recarga hídrica no reservatório em abril de 2018 (após as coletas de sedimentos), atingindo cerca de 25% de volume.

Figura 8 - Evolução no volume armazenado do Reservatório Desterro

Reserv.: Desterro – Capac.: 5,60 (hm³) – Vaz. Atual: 0,00 (L/s)



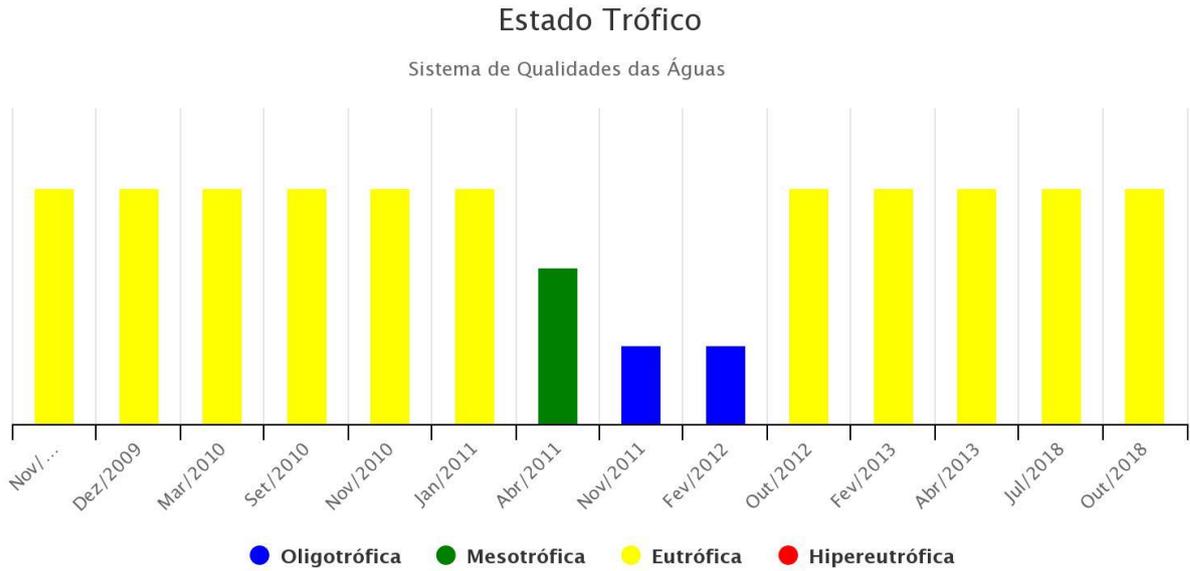
Fonte: COGERH (2019)

Em relação à qualidade da água represada, os dados fornecidos pela COGERH (2019) mostram que desde de 2009 o reservatório apresenta-se eutrofizado, estado trófico que voltou à mesma classificação posteriormente ao retorno da recarga hídrica em 2018 (Figura 9). Isso indica que os nutrientes presentes que permaneceram juntamente ao sedimento no reservatório voltaram a ser utilizados pelos micro-organismos no processo eutrofizador.

Além do mais, esse sedimento foi aportado de nutrientes pela presença de animais pastando livremente na bacia hidráulica, bem como o despejo de excrementos humanos, por não haver saneamento nas residências que margeiam a bacia hidráulica. Outra fonte de poluição é a presença de três granjas suínas com acesso direto ao Riacho do Mel, em diferentes zonas da bacia hidrográfica.

As coletas foram realizadas no dia 10 de março de 2018, período em que o volume do reservatório permanecia nulo. Foram abertas 7 trincheiras no leito do rio (Figura 4) que passa pelo reservatório, tendo como base o caminho preferencial do escoamento do curso hídrico, caminho esse facilmente identificado pelo rebaixamento do terreno causado pelo fluxo da água. Verificado o fluxo preferencial, coletou-se o material no centro do leito do rio, mantendo a coleta de sedimento na mesma porção das trincheiras nas diferentes profundidades.

Figura 9 - Evolução do estado trófico do Reservatório Desterro



Fonte: COGERH (2019)

As trincheiras, como apresentadas na Figura 4, exibe a seguinte sequência: Trincheira 1: corresponde à amostragem próxima à barragem (487306 E, 9551260 N); Trincheira 2: (487329 E, 9550795 N); Trincheira 3: (487236 E, 9550270 N); Trincheira 4: ponto de encontro entre o Riacho do Mel e seu tributário (487417 E; 9549850 N); Trincheira 5: relacionada ao ponto de entrada do Riacho do Mel no reservatório (487524 E, 9549805 N); Trincheira 6: referente à trincheira na parte alta do Riacho do Mel no reservatório (487910 E, 9549605 N); Trincheira 7: referente à trincheira no Riacho Lemos, tributário do Riacho do Mel, que adentra o reservatório (487345 E, 9549383 N).

5 CAPÍTULO I - DISTRIBUIÇÃO E ANÁLISE FÍSICA E QUÍMICA DO SEDIMENTO ARMAZENADO EM UM RESERVATÓRIO SEMIÁRIDO

Resumo: As regiões semiáridas apresentam escassez nos recursos hídricos em função do balanço hídrico negativo e domínio de rios intermitentes, apresentando-se a necessidade de armazenamento da água para o período seco. O reservatório superficial representa a principal alternativa de manejo dos recursos hídricos no semiárido brasileiro. Juntamente com o acúmulo hídrico, o reservatório superficial retém sedimentos e nutrientes, que afetam negativamente a quantidade e a qualidade da água. Assim objetivou-se avaliar a dinâmica na deposição do sedimento e de suas características físicas e químicas ao longo da bacia hidráulica do Reservatório Desterro. Esse reservatório localiza-se na bacia do Rio Curu, estado do Ceará. Foram escavadas sete trincheiras (T1, T2, T3, T4, T5, T6 e T7) ao longo do leito do rio na bacia hidráulica do reservatório, onde foram coletadas amostras deformadas e indeformadas de sedimento em diferentes camadas na topossequência do reservatório. As análises físicas foram as seguintes: análise granulométrica, densidade global, densidade real, textura e porosidade. As análises químicas foram: Nitrogênio Total (NT), Carbono Orgânico Total (COT), Fósforo assimilável (P), Ferro Total (FeT), Alumínio trocável (Al) e pH. Foi aplicada a análise de agrupamento para as amostras, sendo avaliadas as diferenças entre os grupos formados por testes de média paramétricos e não paramétricos das variáveis, além da análise das componentes principais. As correlações entre as variáveis foram verificadas a partir do método de Pearson (r). A deposição longitudinal de sedimento apresenta incremento progressivo na profundidade e na composição de sedimentos finos desde às zonas de entrada no reservatório em direção à barragem. A relação C/N demonstra o predomínio de organismos fotossintetizadores não-vascularizados decompostos sobre o sedimento, denotando a hegemonia de fontes de poluição antrópicas na bacia de contribuição. O Reservatório Desterro atua como sumidouro de nutrientes, por conta do predomínio de sedimentos finos e compostos orgânicos, que apresentam alta capacidade de adsorção desses elementos.

Palavras-chave: Enriquecimento do sedimento. Topossequência. Assoreamento.

CHAPTER I - DISTRIBUTION AND ANALYSIS PHYSICAL AND CHEMICAL OF THE SEDIMENT STORED IN A SEMI-ARID RESERVOIR

Abstract: The semiarid zones present scarcity in water resources in function of water balance negative and domain of intermittent rivers, showing off the necessity of the water storage for dry season. The surface reservoir is the main alternative of water management in Brazilian semiarid. Together with the water storage, the superficial reservoir retain sediments and nutrients, affecting negatively the water quantitative and qualitative. We aimed evaluate the dynamic of sediment deposition and its physical and chemical element distribution along the hydraulic basin of Desterro Reservoir. This reservoir is located at Curu's River Basin, Ceará state. We dug seven trenches (T1, T2, T3, T4, T5, T6 and T7) along the riverbed in hydraulic basin of reservoir, where we collected deformed and unformed samples of sediment in different deeps in reservoir tosequence. The physical analyses were granulometric analysis, bulk density, particle density, texture and porosity. The chemical analysis were Total Organic Carbon (COT), Total Nitrogen (TN), Assimilable Phosphorus (P), Total Iron (TFe), pH Exchangeable Aluminium (Al) and. We applied the cluster analysis for the samples, evaluating the differences between the groups formed by mean parametric and non-parametric tests, beside the principal components analyse. The correlations between the variables were available by Pearson method (r). The longitudinal sediment deposition showed progressive increasing in deep and in the composition of fines sediments since the streamflow input in river until the dam. The C/N ration showed the predominance of photosynthesizer non-vascularized organisms decomposed on the sediment, denoting the hegemony of anthropogenic pollution sources in contribution basin. The Reservoir Desterro acts as a nutrient sink due to predominance of fine sediments and organic compounds, which have a high adsorption capacity for these elements.

Keywords: Sediment enrichment. Toposequence. Silting.

5.1 Introdução

As elevadas taxas de crescimento populacional observadas nas últimas décadas têm aumentado as disputas pelos recursos hídricos, sendo esses conflitos mais intensos nas regiões áridas e semiáridas do mundo. No semiárido brasileiro essa é uma realidade presente, onde o déficit hídrico é responsável por frequentes secas hidrológicas e conflitos constantes pelo uso da água, sendo necessária a busca de estratégias de convivência com a seca (GUERRERO *et al*, 2013). Assim, o principal instrumento de gestão dos recursos hídricos dessa região é

representado pelo reservatório superficial, que supre cerca de 90% da demanda hídrica do semiárido brasileiro (FERREIRA *et al.*, 2015; KROL *et al.*, 2011).

O reservatório superficial impede a continuidade da água do rio, retendo também o sedimento derivado da erosão de solos e rochas na bacia de contribuição, sendo composto primordialmente de sedimentos como areia fina, silte e argila (SCHLEISS *et al.*, 2016). O material de maior diâmetro, por possuir maior massa, é carregado como material de arraste de fundo do fluxo hídrico, posicionando-se na entrada dos cursos hídricos no reservatório ao reduzir a velocidade de descarga hídrica. O material de granulometria mais fina, por possuir menor massa, é carregada via fluxo turbulento em direção à barragem (NAVAS *et al.*, 2009).

O sedimento é transportado juntamente com diversos nutrientes e poluentes depositados no solo decorrente da ação antrópica, que enriquecem o sedimento já presente no reservatório, por associação principalmente aos sedimentos finos (argila e silte), gerando toxidez e eutrofização nos corpos hídricos (HU; FISTER; KUHN, 2013) Os principais nutrientes que ocasionam a eutrofização dos reservatórios e o enriquecimento do sedimento é o fósforo (P), o nitrogênio (N) e o carbono (C), que favorecem o desenvolvimento de fitoplânctons e assim a redução na qualidade das águas (DANG *et al.*, 2018). Para o estudo dos organismos que fornecem nutrientes ao reservatório, a relação C/N é um importante indicativo no tocante à característica da flora que disponibiliza esses elementos para o sedimento (LÓPEZ *et al.*, 2016).

Portanto, objetivou-se avaliar a dinâmica de deposição do sedimento e de sua distribuição física e química ao longo da bacia hidráulica do Reservatório Desterro, bem como identificar qual a principal fonte de COT e NT e investigar se o reservatório atua como fonte ou sumidouro (depósito) dos nutrientes adicionados via escoamento superficial.

5.2 Material e métodos

5.2.1 Coletas do sedimento

As amostragens foram realizadas em sete trincheiras (Figura 4) na bacia hidráulica do reservatório Desterro. Para as coletas foi necessário identificar a profundidade limite entre o encontro do sedimento com o material de fundo do reservatório. Esse limite foi verificado visualmente, observando a diferença de textura e de coloração do sedimento (composto por material de granulometria fina, formando agregados, e com coloração mais escurecida) e o

material de fundo do rio (com granulometria mais grosseira sem agregação e coloração mais clara, pela predominância de quartzo).

Foram coletadas amostras deformadas de sedimento a intervalos de 20 cm de profundidade (cerca de 1,5 kg), sendo acondicionadas em sacos plásticos herméticos e devidamente identificadas. A profundidade máxima de coleta para cada trincheira foi determinada pela presença do sedimento, sendo avaliado sempre o intervalo de 20 cm, mesmo quando o sedimento não atingia essa profundidade por completo. Por exemplo, a Trincheira 7 (T7) apresentou profundidade máxima do sedimento a 30 cm. Com isso, foi realizada a coleta de 0-20 cm e outra de 20-40 cm, mesmo o sedimento estando presente somente até 30 cm, sendo então padronizadas as amostragens a cada 20 cm. O material coletado foi homogeneizado, com o objetivo de contemplar as características gerais desse intervalo de coleta, e coletado no mesmo ponto para as diferentes profundidades em cada trincheira. Um exemplo de trincheira aberta na área de estudo é apresentado na Figura 10.

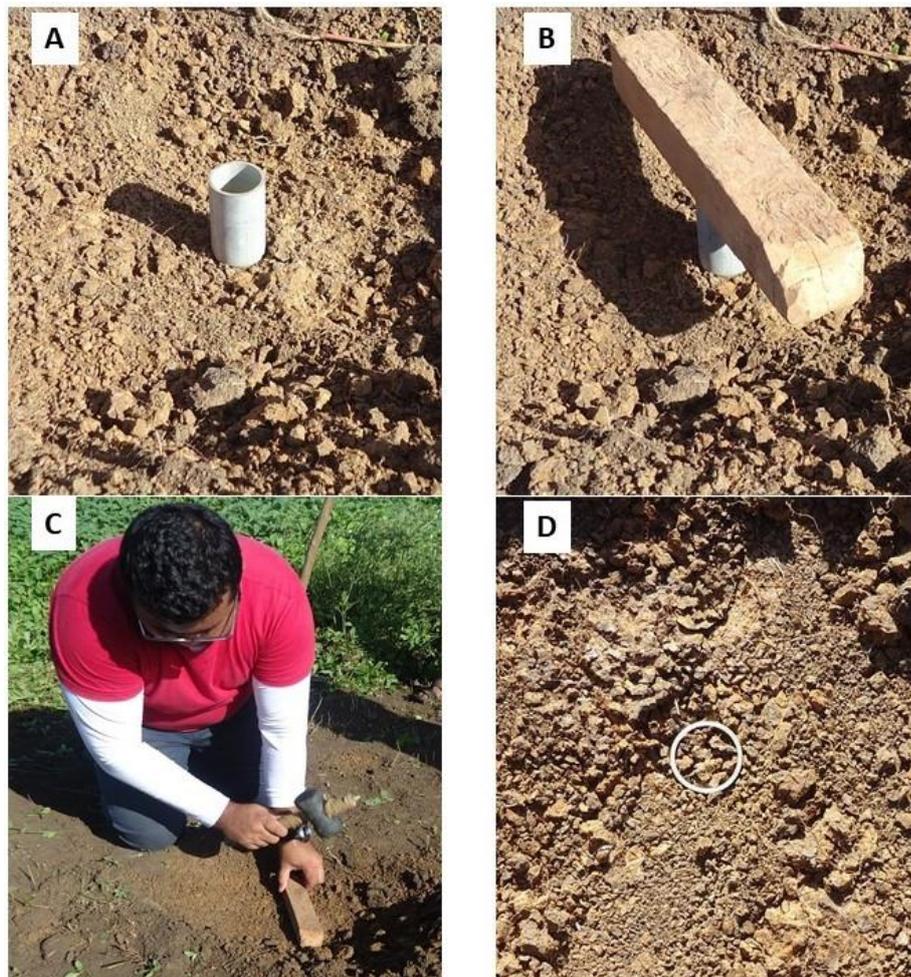
Figura 10 - Trincheira representativa escavada no Reservatório Desterro



Fonte: Próprio autor

As amostras indeformadas do sedimento foram coletadas a cada intervalo de 20 cm, com o auxílio de um cilindro de 6,32 cm de altura, com diâmetro interno de 3,0 cm, o que corresponde a um volume de 18,96 cm³. Todas as amostras foram realizadas com o mesmo cilindro e posteriormente acondicionado em sacos plásticos, com o objetivo de garantir as mesmas condições de coleta. As etapas para a coleta de sedimento podem ser verificadas na Figura 11.

Figura 11 - Coleta indeformada do sedimento no Reservatório Desterro



A – Cilindro de coleta; B – Nivelador para cravação do cilindro; C – Fincando o cilindro ao sedimento; D – Cilindro fincado.

Fonte: Próprio autor

As amostras indeformadas do sedimento foram secas ao ar por 10 dias - terra fina seca ao ar (TFSA) -, destorroadas e passadas em peneira de com malha de 2 mm de diâmetro. Em seguida, foram encaminhadas ao Laboratório de Física do Solo e de Manejo e Conservação do Solo, ambos laboratórios pertencem ao Departamento de Ciências do Solo da Universidade

Federal do Ceará – UFC, para analisar as características físicas e químicas dos sedimentos coletados.

As análises físicas analisadas foram: granulometria, densidade global e densidade real, o que permite a determinação da porosidade do sedimento. Além disso, foi analisado o nitrogênio total (NT), Fósforo disponível (P), Carbono orgânico total (COT), Ferro trocável (Fe), Alumínio Trocável (Al) e pH que correspondem as análises químicas do solo. As análises dos sedimentos seguiram as metodologias descritas pela EMBRAPA (2012). Os resultados de COT e NT foram comparados quanto aos limites indicados pela resolução do CONAMA 454/2012 que trata dos limites do material dragado, que são respectivamente 100 g.kg^{-1} e $4,8 \text{ g.kg}^{-1}$ (BRASIL, 2012).

5.2.2 Análise granulométrica

A análise granulométrica foi realizada pela metodologia descrita pela EMBRAPA (2012) que se baseia na velocidade de queda das partículas em água após a adição de dispersante. O cálculo da fração argila é calculada segundo a Equação 1. A concentração da areia na composição do solo foi obtida a partir da Equação 2. O silte foi obtido pela subtração do teor de argila e areia da porcentagem total.

$$\%_{arg} = [(m_{arg} + m_d) - m_d] * 200 * f \quad (01)$$

em que: T_{arg} é o teor de argila (g kg^{-1}); m_{arg} é a massa de argila (g); m_d é a massa de dispersante (g); f é o fator de correção para o solo seco a 110°C .

$$T_{areia} = m_{areia} * 5 * f \quad (02)$$

em que: m_{areia} é a massa da areia (g); f é o fator de correção para o solo seco a 110°C .

O fracionamento da areia foi realizado a partir da utilização de jogo de peneiras com diferentes diâmetros para a seleção das diferentes granulometrias. As partículas granulométricas foram divididas em classes segundo a escala recomendada pela USDA (United States Department Agriculture), variando de $0,002 \text{ mm}$ (argila) até areia muito grossa $2,00 \text{ mm}$ (areia muito grossa), como apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 - Classes Granulométricas das partículas de solo segundo os limites da USDA

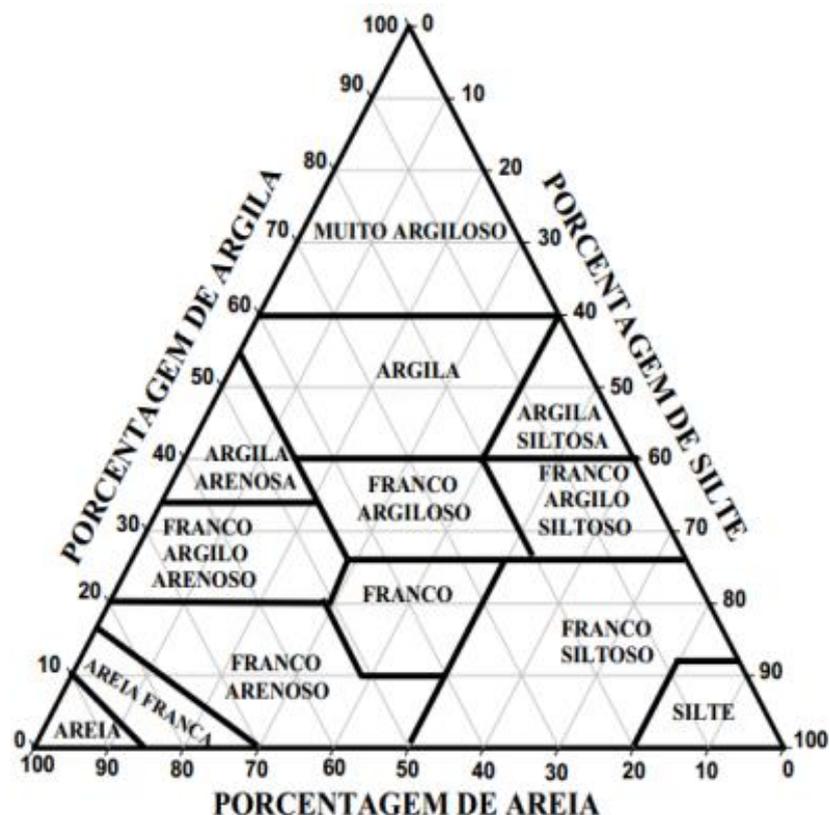
Partícula	Tamanho (mm)
Argila	< 0,002
Silte	0,002 – 0,050
Areia Muito Fina	0,050 – 0,100
Areia Fina	0,100 – 0,250
Areia Média	0,250 – 0,500
Areia Grossa	0,500 – 1,000
Areia Muito Grossa	1,000 – 2,000

Adaptado de Gee & Or (2002)

5.2.3 Textura do sedimento

A classe textural de cada coleta foi obtida a partir do diagrama textural dos solos utilizando os resultados de areia, silte e argila, como apresentado na Figura 12.

Figura 12 - Diagrama para classificação textural segundo USDA, adotado pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo



Adaptado de Gee & Or (2002)

5.2.4 Densidade do Global (ρ)

A densidade global é a relação entre uma massa de solo e o volume ocupado pelo mesmo no cilindro de coleta de sedimento indeformado. Para tanto, a amostra de solo indeformada coletada no cilindro foi acondicionada em lata de alumínio de massa conhecida. Antes de levar à estufa foi determinado o peso úmido e logo em seguida colocou-se na estufa por 48 h a 105°C para obtenção do peso seco. A partir desses resultados foi calculada a densidade global pela Equação 3.

$$\rho = \frac{ms}{vs} \quad (03)$$

em que: ρ é a densidade global do sedimento em $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$; ms é a massa de solo seca em estufa (g); vs é o volume do cilindro em cm^3 .

De acordo com Libardi (2005) a densidade global para as principais classes são: 1,00 – 1,25 g cm^{-3} para material com característica argilosa, 1,25 – 1,40 g cm^{-3} para material com característica arenosa, e 0,75 – 1,00 g cm^{-3} para material turfoso e de 0,20 – 0,40 g cm^{-3} para material de predomínio húmico.

5.2.5 Densidade real (ρ_s)

Para a determinação da densidade real, ou densidade das partículas, foi pesado 20 g de cada amostra de sedimento e levado à estufa por 12 horas a 105 °C. Após o esfriamento a amostra seca foi transportada para o balão volumétrico de 50 mL e adicionado vagarosamente álcool etílico até eliminar as bolhas de ar até completar o volume do balão. Assim, a densidade real foi determinada segundo a Equação 4.

$$\rho_s = \frac{ms}{50 - va} \quad (04)$$

em que: ρ_s é a densidade real (g cm^{-3}), ms é a massa de sedimento seco (g), e va é o volume de álcool gasto para preencher o volume do balão volumétrico (cm^3).

De acordo com Libardi (2005) a densidade real para os principais minerais presentes na litosfera são: 2,50 – 2,60 g cm⁻³ para feldspato, 2,70 – 3,00 g cm⁻³ para mica, 2,50 – 2,80 g cm⁻³ para quartzo, 2,20 – 2,60 g cm⁻³ para minerais de argila. O valor médio para os minerais presentes no solo é de 2,65 g cm⁻³.

5.2.6 Porosidade do sedimento

A porosidade do sedimento foi obtida segundo a Equação 5.

$$\alpha = \left(\frac{\rho_s - \rho}{\rho_s} \right) * 100 \quad (05)$$

em que: α é a porosidade do sedimento (%), ρ_s é a densidade global do sedimento (g cm⁻³), ρ é a densidade real do sedimento (g cm⁻³).

5.2.7 Carbono Orgânico Total (COT)

O carbono orgânico total (COT) foi quantificado utilizando o método de Walkley-Black, modificado por Yeomans and Bremner (1988), método esse que consiste na oxidação do carbono orgânico por dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇) por via úmida sob ação do ácido sulfúrico (H₂SO₄), a partir de energia de aquecimento. O excesso de dicromato após oxidado é titulado com solução de sulfato ferroso amoniacal. O limite do COT foi comparado com o limite de alerta de 10% (BRASIL, 2012), com cálculo do COT obtido pela Equação 6.

$$COT (dag/kg) = \frac{(A) (molaridade\ sulfato\ ferroso) (3) (100)}{massa\ da\ amostra\ (mg)} \quad (06)$$

em que: A é o volume de Sal de Mohr gasto na titulação; 3 é a relação entre os mols de dicromato que reage com o Fe²⁺ (1/6), multiplicado pelo número de mols de Cr₂O₇⁻ que reage com o C^o (3/2), multiplicado pela massa atômica do C (12).

5.2.8 Nitrogênio Total (NT)

O Nitrogênio Total no solo (NT) foi determinado pelo método de Kjeldahl, onde o N é convertido em NH_4^+ por digestão sulfúrica a partir de temperaturas altas (bloco digestor) até a digestão completa, sendo determinado finalmente por destilação à vapor adicionando-se solução concentrada de NaOH. O limite do NT foi comparado com o limite de alerta de $4,8 \text{ g.kg}^{-1}$ (BRASIL, 2012). O cálculo foi obtido segundo a Equação 7.

$$NT = a - b \quad (07)$$

em que: NT = Nitrogênio total (g kg^{-1}); a = ml de ácido $0,005 \text{ mol L}^{-1}$ na amostra; b = ml de ácido prova em branco

5.2.9 Fósforo Assimilável (P)

Essa análise representa a parcela de fósforo presente na amostra que se encontra prontamente disponível para a utilização nos processos biológicos. A determinação é realizada a partir da leitura do complexo fósforo-molibdico pelo espectrofotômetro (EAM), após a redução do molibdato com o ácido ascórbico, como descrito por EMBRAPA (2012). O cálculo foi realizado a partir da Equação 8.

$$P \text{ (g/kg)} = L \times F_p \times 10 \quad (08)$$

em que: L é a leitura da densidade ótica no colorímetro com comprimento de onda de 660 nm a partir do fósforo extraído por HCl e H_2SO_4 ; F_p é o coeficiente angular da reta obtido a partir do cruzamento dos valores de concentração de fósforo e as respectivas leituras.

5.2.10 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH do sedimento foi determinado com o uso do Potenciômetro com eletrodo combinado, em suspensão solo: líquido (água) com concentração 1:2,5, de acordo com a metodologia descrita na EMBRAPA (2012)

5.2.11 Ferro Total

A extração do ferro no sedimento foi realizada com o uso do método Mehlich⁻¹. O resultado do Ferro total foi determinado por espectrofotometria de absorção atômica de acordo com a metodologia de EMBRAPA (2012).

5.2.12 Alumínio Trocável (Al)

O Alumínio extraível foi determinado por extração com solução KCl 1 mol.L⁻¹ e titulação com NaOH 0,025 mol.Ll⁻¹, de acordo com a metodologia descrita pela EMBRAPA (2012), e o resultado obtido pela equação 9.

$$Al_{troc}(cmolc/kg) = mLNaOH \quad (09)$$

em que: Al troc é o alumínio trocável; NaOH é o hidróxido de sódio

5.2.13 Análises estatísticas

As correlações entre as variáveis foram verificadas pelo método de Pearson (r). Para verificar as similaridades entre as coletas de sedimento foi utilizada a análise de agrupamento (clusters) pelo método Ward. Com os grupos formados na análise de agrupamento, foram testadas as normalidades das variáveis pelo método de Shapiro-Wilk, e aplicado a Análise de variância pelo teste de Tuckey para as variáveis normais, e, para as variáveis que não apresentaram normalidade, foi aplicado o método de Mann Whitney (que testa a distribuição em torno da variância), ambos a 5% de significância, além de estatísticas descritivas para as variáveis.

Foi realizada uma análise das componentes principais (ACP) para verificar quais as variáveis com maior representatividade no comportamento do sedimento. As análises foram realizadas utilizando-se o *software* SPSS versão 16.0.

5.3 Resultados e discussão

Na tabela 3 são apresentados a profundidade efetiva do sedimento (profundidade limite entre o sedimento e o material original do curso hídrico), a densidade global (ρ), a densidade real (ρ_s) e a porosidade do sedimento coletado das trincheiras estudadas ao longo da topossequência no reservatório Desterro.

Tabela 3 - Profundidade limite entre o sedimento e o material original, Densidade global (ρ), Densidade real (ρ_s) e Porosidade do sedimento para o Açude Desterro

Trincheira/Prof.* Limite (cm)	Norte (m)	Leste (m)	Coletas (cm)	ρ (g.cm ⁻³)	ρ_s (g.cm ⁻³)	Porosidade (%)
T1 - 51cm	9551260	487306	0-20	0,85	2,43	64,76
			20-40	1,07	2,26	52,53
			40-60	1,72	2,39	27,96
T2 - 40cm	9550795	487329	0-20	1,29	2,48	47,76
			20-40	1,20	2,56	53,01
T3 - 38cm	9550270	487236	0-20	1,16	2,37	51,08
			20-40	1,01	2,44	58,62
T4 - 39cm	9549850	487417	0-20	1,22	2,42	49,42
			20-40	1,05	2,60	59,80
T5 - 33 cm	9549805	487524	0-20	1,40	2,37	40,83
			20-40	1,31	2,49	47,43
T6 – 12 cm	9549605	487910	0-20	1,23	2,47	50,37
T7 – 30 cm	9549383	487345	0-20	1,46	2,55	42,80
			20-40	1,43	2,57	44,29

* Prof – Profundidade

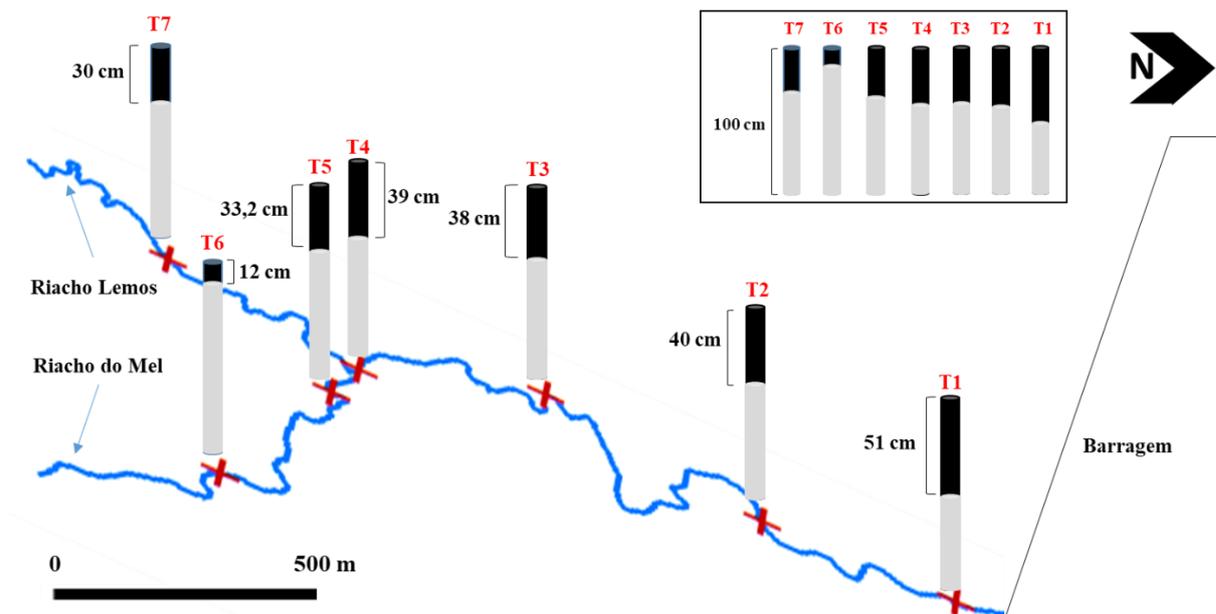
A profundidade efetiva do sedimento foi considerada a altura vertical do sedimento verificada em cada trincheira, depositada acima do material original do rio antes da construção do barramento, que é predominantemente arenoso. A profundidade efetiva do sedimento, apresentada na Tabela 3 e ilustrado na Figura 13, demonstra que a profundidade de deposição longitudinal do sedimento evoluiu na topossequência, desde as zonas de entrada dos cursos hídricos no reservatório até a barragem. Essa profundidade efetiva representa a altura (cm) do sedimento acumulado acima do material original do rio, por conta da deposição do sedimento.

As zonas de entrada do rio apresentaram profundidade de 12 cm para T6 e de 30 cm para T7. A T5 possui profundidade de 33 cm, enquanto para T4 (39 cm), T3 (38 cm) e T2 (40 cm) as profundidades pouco se alteraram, com profundidade em torno de 40 cm, sendo representada pela T1 o perfil com maior profundidade de sedimento, com 51 cm.

Essa deposição longitudinal do sedimento é classificada como “Decrescente” (*Tapering*), de acordo com Morris e Fan (1998). Nesse modelo de deposição do sedimento

sobre o material original do leito do rio, observa-se o aumento progressivo da profundidade do sedimento com granulometria fina (sedimentos finos) desde as zonas de entrada dos tributários no reservatório em direção do barramento. Lima (2010), estudando a deposição do sedimento no reservatório do Boqueirão, Ceará, verificou a deposição longitudinal classificada como “Uniforme”, onde o sedimento é aportado a profundidade pouco variável em todo o perfil longitudinal do curso barrado no reservatório, diferentemente do que foi observado em nosso estudo.

Figura 13 - Profundidade de deposição do sedimento em topossequência no Reservatório Desterro



Fonte: Elaborado pelo autor

Os valores referentes à densidade global (Tabela 3) variaram de $0,85$ a $1,72 \text{ g cm}^{-3}$, com valor médio de $1,24 \text{ g cm}^{-3}$. Esse valor médio classifica esse sedimento predominantemente como argiloso ($1,00 < \rho < 1,25 \text{ g cm}^{-3}$) pela classificação de Kiehel (1979). Araújo, (2003), estudando oito reservatórios do estado do Ceará encontrou valores de densidade global que variaram de $1,20$ a $1,38 \text{ g cm}^{-3}$, com valor médio de $1,30 \text{ g cm}^{-3}$. Verifica-se, então, que o valor de densidade global se encontra abaixo da média dos reservatórios do estado, porém se enquadra no intervalo dos valores citados.

Com relação à densidade real os valores variaram entre $2,26$ e $2,60 \text{ g cm}^{-3}$, com média de $2,46 \text{ g cm}^{-3}$, valor esse que corrobora a preponderância de argilominerais nesse sedimento (argilominerais: $2,20 < \rho_s < 2,60 \text{ g cm}^{-3}$) de acordo com Libardi (2005). Essa

variável, de acordo com Montanari *et al.* (2010), representa uma característica física estável do solo e sedimento, por avaliar as partículas primárias características da amostra, o que endossa o domínio dos argilominerais na composição do sedimento, por conta dos valores se enquadrarem nessa classificação, o mesmo verificado na densidade global.

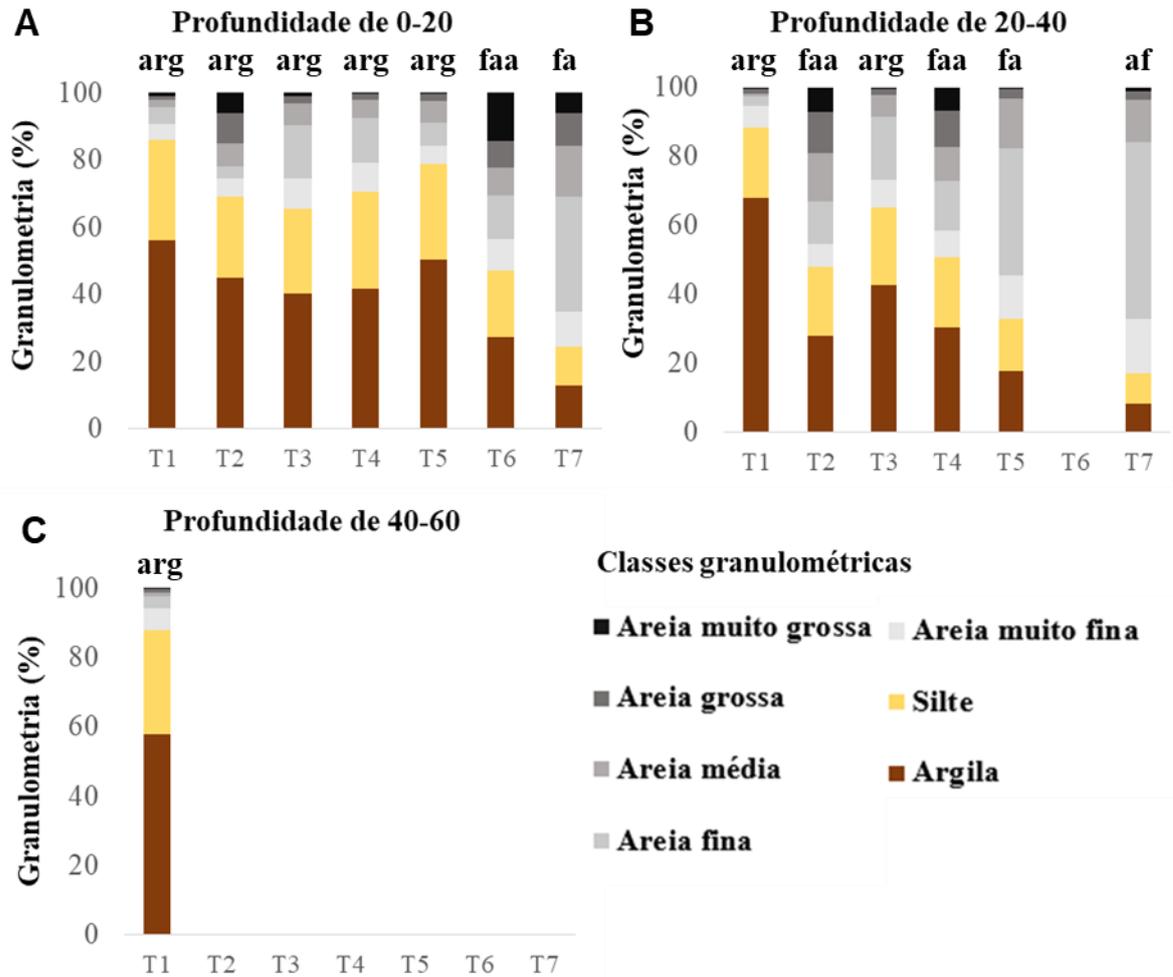
Lima (2010) identificou uma média da densidade real de $2,66 \text{ g cm}^{-3}$ para o reservatório Boqueirão (Aiuaba – CE), valor esse superior ao encontrado no reservatório Desterro, sendo o valor encontrado por esse autor é englobado no intervalo do elemento quartzo (areia). A partir dos resultados de densidade global e densidade real do sedimento obteve-se os resultados de porosidade, que variaram entre 27,96 a 64,76%, com porosidade média de 49,33% (Tabela 3).

As distribuições granulométricas e as classes texturais são apresentadas na Figura 14. Os resultados demonstram que o sedimento coletado no Reservatório Desterro é composto majoritariamente por material fino, com média dos valores granulométricos divididos em 40,64% de participação da areia; 21,72% para o silte e para a argila 37,64%, correspondendo os sedimentos finos (silte e argila) a 59,36%.

Os sedimentos de T1 e T3 apresentam predomínio da textura “argilosa” em todo o volume do sedimento coletado, com valor médio de sedimentos finos nessas trincheiras de 87% e 65%, respectivamente. Os fracionamentos da areia nessas duas trincheiras demonstraram a prevalência de areia muito fina ($0,050 < amf < 0,100 \text{ mm}$) e fina ($0,100 < af < 0,250 \text{ mm}$), com média de 75% e 74% destas frações, respectivamente. Os resultados indicam que até a areia que atinge as trincheiras T1 e T3 são predominantemente das frações mais finas (areia muito fina e areia fina).

Na trincheira T2 observa-se a presença de sedimentos de textura “argilosa” na profundidade de 0-20 cm (69% de finos), enquanto na coleta de 20-40 cm a “franco argilo-arenosa”, com 52,07% da granulometria dessa coleta composta pela fração areia. Mesmo essa trincheira se posicionando mais próximo a T1, verifica-se que a T3 apresentou maior concentração de finos da profundidade de 20-40 cm. Essa diferença decorre da presença de uma zona sinuosa no porto de coleta de T3, que ocasiona a redução na velocidade do curso hídrico, o que não foi verificado na T2, onde não se verifica empecilho ao carregamento do material em direção ao barramento (Figura 13).

Figura 14 - Classificação granulométrica e textural do sedimento (porcentagem) coletado em diferentes profundidades no Reservatório Desterro



A – Profundidade de 0-20; B – Profundidade de 20-40; C – Profundidade de 40 – 60.

Texturas: “arg” –argilosa; “fa” – franco-arenosa; “faa” – franco-argilo-arenosa; “af” –areia-franca

Essa zona de deposição da T3, T2 e T1 é caracterizado por ser a zona de deposição dos sedimentos finos, onde Moris e Fan (1998) definem essa zona como “material de fundo” (*bottomset*), zona essa onde há preferência de deposição de finos dentre as outras zonas no reservatório. Navas *et al.* (2009) ao escavar duas trincheiras nessa zona de deposição do reservatório Yesa, na Espanha, identificaram dominância de sedimentos finos na ordem de 86% e 83%. Millares e Moñino (2018) observaram que 68% do sedimento aportado nessa região do reservatório Rules, na Espanha, são de sedimentos finos, caracterizando essa zona como de deposição de finos.

A T4 e T5 apresentam a predominância da textura “argilosa” para a camada superficial (0-20 cm) de ambas, enquanto na profundidade de 20-40 cm apresentam textura “franco-arenosa” e “franco argilo-arenosa”, respectivamente. Essas duas trincheiras

posicionam-se na zona de deposição denominado de “zona pós-delta” (MORRIS; FAN, 1988), que é a região de entrada do curso hídrico do reservatório, onde é caracterizada pela a transição de deposição do material grosseiro para o fino, com incremento de sedimentos finos logo posterior ao delta. Para Navas *et al.* (2009), essa é a região de deposição de sedimento mais dinâmica no reservatório, apresentando alta variação de sedimento aportado, onde o sedimento é resuspendido com a entrada de fluxos hídricos durante as enchentes, o que tende a tornar a sedimentação inconstante.

As trincheiras T6 e T7 apresentam respectivamente valores médio de areia de 53% e 79,15% em seu perfil de deposição, demonstrando o predomínio da fração areia na profundidade de 0-20 cm para essas duas trincheiras, com textura franco arilo-arenosa e franco arenosa, respectivamente. Para a profundidade de 20-40 cm verifica-se a classificação textural “areia franca” para T7, enquanto para T6 não foi verificado sedimento a essa profundidade.

Essas duas trincheiras citadas anteriormente (T6 e T7) foram abertas na porção de deposição do delta, onde o material mais grosseiro com predomínio da fração areia encontra-se depositado preferencialmente por conta de sua maior massa, enquanto os finos são menos presentes por conta de a velocidade do curso hídrico carregá-los em direção à barragem. Millares e Moñino (2018) observaram o predomínio da fração areia em 66% na zona do delta do Reservatório Rules, no Mediterrâneo, demonstrando o predomínio dessa fração granulométrica no delta do reservatório.

5.3.1 Carbono Orgânico Total (COT)

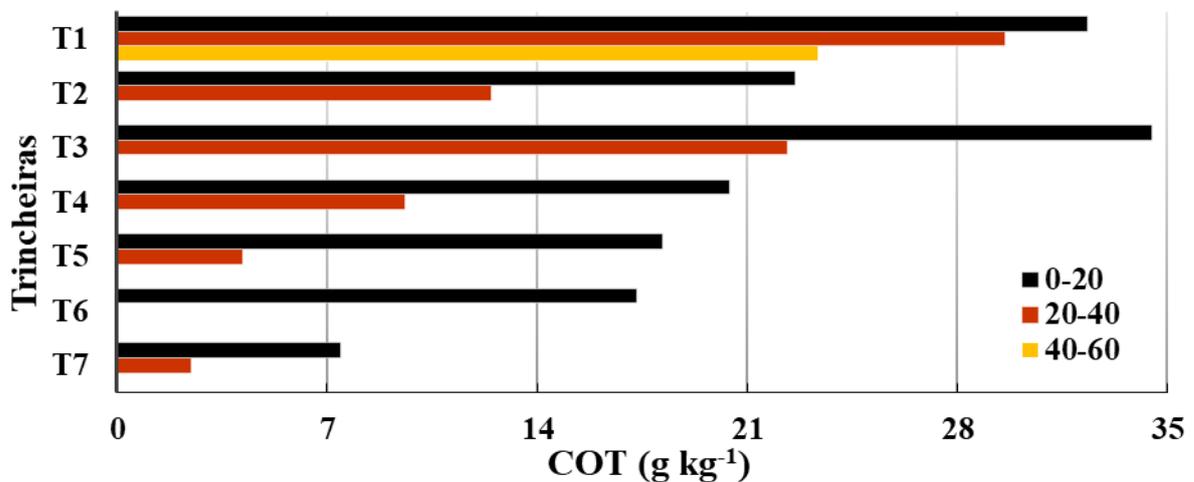
O valor médio de COT para o reservatório em estudo foi de 18,35 g kg⁻¹. A T1 e T3 (Figura 15) apresentaram as maiores concentrações desse elemento em seu perfil, com valores médios de 28,44 e 28,41 g kg⁻¹ respectivamente. Em relação ao limite referência do CONAMA 454 (BRASIL, 2012), os valores do reservatório não atingiram o valor alerta de 10% (100 g kg⁻¹), o que não indica que os valores verificados não interferem negativamente na qualidade da água.

Verifica-se que dentre as trincheiras escavadas nos tributários do reservatório, as que dizem respeito ao Riacho do Mel (rio principal) apresentaram os seguintes valores: T5 com valor de 18,17 g kg⁻¹ (0-20 cm) e 4,20 g kg⁻¹ (20-40 cm); e para T6 o valor do sedimento com COT é de 17,34 g kg⁻¹ (Figura 15). Para a T7, que representa a trincheira escavada no Riacho Lemos (rio secundário), verifica-se os valores de COT 7,45 g kg⁻¹ (0-20 cm) e 2,17 g kg⁻¹ (20-

40 cm), concluindo-se então que o rio principal é o curso hídrico que aporta maior quantidade de COT ao reservatório em estudo.

Os resultados referentes às coletas de sedimento nos tributários do reservatório demonstram que o aporte de COT, bem como dos demais atributos que serão discutidos, é distinto nos diferentes tributários e dependentes das fontes de poluição na área de contribuição de cada curso. Essa diferença de concentrações de COT para os distintos tributários foi verificada por Almeida *et al.* (2017a), onde identificou valor médio de 13 g kg^{-1} COT para o rio principal do Reservatório Pereira de Miranda (estado do Ceará), e, para o rio secundário, apresentou valor médio de COT de $7,7 \text{ g kg}^{-1}$.

Figura 15 - Carbono Orgânico Total (COT) presentes nos sedimentos para as diferentes profundidades das trincheiras do Reservatório Desterro



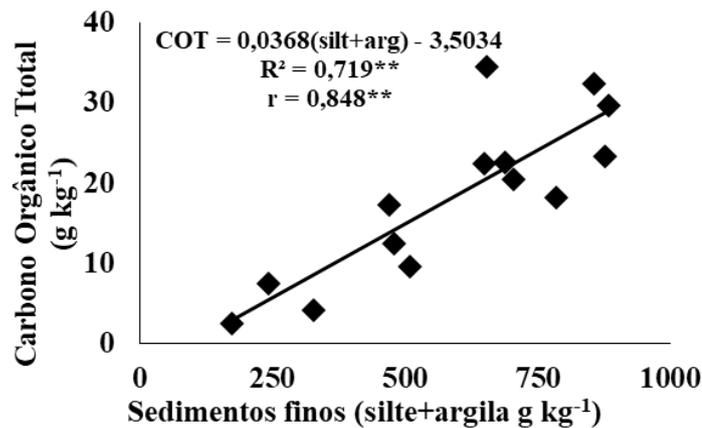
Verifica-se na Figura 16 que as maiores concentrações do COT se encontram nas trincheiras com maior concentração de sedimentos de finos (T1, T2 e T3), reduzindo a concentração de ambos com o distanciamento da barragem. Para Avramidis *et al.* (2014) a presença de COT é evidência de deposição de sedimento no fundo no reservatório, servindo como índice de avaliação do sedimento aportado.

Em relação aos perfis, verifica-se que as camadas de 0-20 cm das trincheiras apresentam maiores concentrações de COT, reduzindo com a evolução da profundidade na trincheira. De acordo com Baldwin e Mitchell (2000) a camada mais superficial do sedimento é submetida a constante oscilação hídrica, o que ao secar as zonas em período de seca ocasiona a mineralização de nutrientes dissolvidos na água, bem como organismos aquáticos mortos pela desidratação do ambiente aquático, sendo depositados então sobre o sedimento, incrementando o sedimento com diversos nutrientes e material orgânico decomposto. Além da decomposição,

a camada superficial é a que recebe preferencialmente o deflúvio da bacia rica em sedimento e nutrientes, o que incrementa a concentração de nutrientes no sedimento superficial.

A Figura 16 demonstra que o COT apresentou uma correlação positiva com os sedimentos finos, valor de $r = 0,848$. Esse resultado demonstra íntima relação entre o COT e os sedimentos finos.

Figura 16 - Correlações entre o Carbono Orgânico Total (COT) e os componentes granulométricos sedimentos finos (Silte+Argila) e areia do sedimento do Reservatório Desterro



**Correlação significativa a 0,01

5.3.2 Nitrogênio Total (NT)

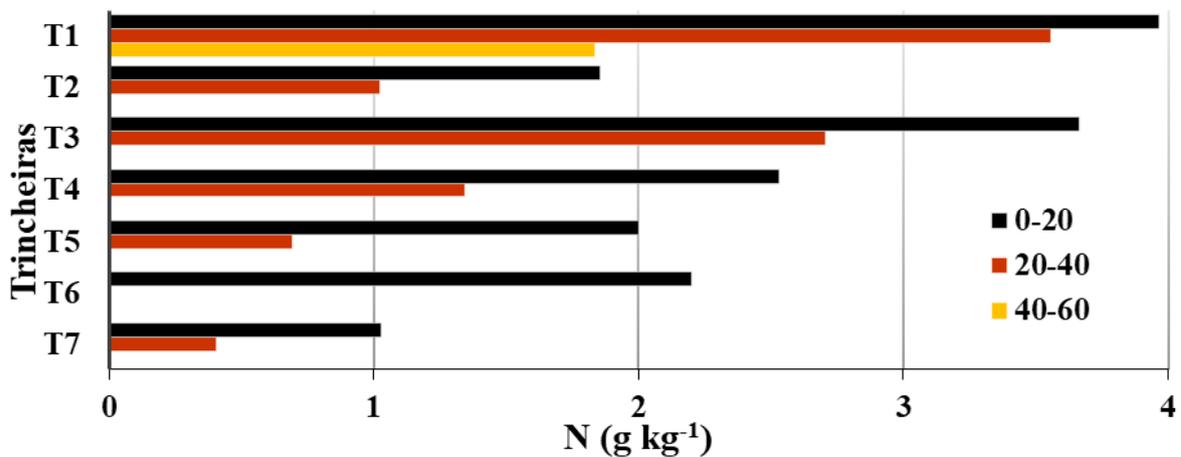
Os resultados referentes ao Nitrogênio Total (NT) no sedimento demonstram que os valores variaram de $0,41$ a $3,97 \text{ g kg}^{-1}$ (Figura 17). Observa-se que os maiores valores de NT em profundidades são localizados na camada superficial de $0-20 \text{ cm}$ para todas as trincheiras investigadas. A T1 apresentou valor máximo de $3,97 \text{ g kg}^{-1}$, com média para seu perfil de $3,12 \text{ g kg}^{-1}$. Os valores observados para essa variável no sedimento não ultrapassaram o limite de alerta de $4,8 \text{ g kg}^{-1}$ no sedimento, de acordo com a resolução 454 (BRASIL, 2012), o que não inviabiliza o impacto negativo da concentração desse nutriente na qualidade da água.

Percebe-se menores concentrações de NT no sedimento da T7, com valores de $1,03 \text{ g kg}^{-1}$ e $0,41 \text{ g kg}^{-1}$, representando o curso secundário do Riacho do Mel, enquanto para o rio principal apresentou os seguintes valores: valor de $2,20 \text{ g kg}^{-1}$ para a profundidade de $0-20 \text{ cm}$ de T6 e para as profundidades de $0-20$ e de $20-40$ da T5 valores de $2,00 \text{ g kg}^{-1}$ e $0,69 \text{ g kg}^{-1}$, respectivamente. Os valores superiores do Riacho do Mel (rio principal) em relação ao Riacho Lemos (tributário) está relacionado com a fonte de poluição pontual de três granjas suínas na

bacia de contribuição do rio principal, o que tende a aportar mais poluentes por esse curso para o Açude Desterro.

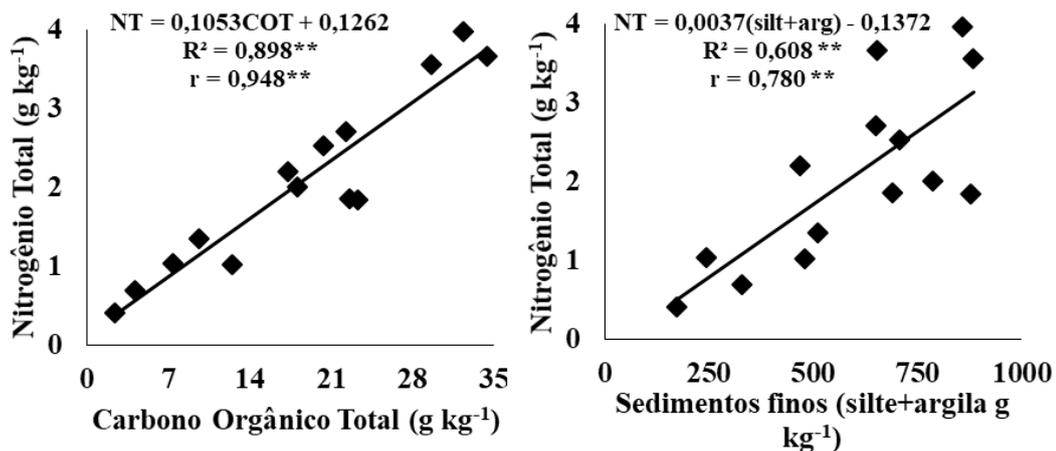
Como fontes de poluição, além das granjas suínas, foram observadas várias outras tanto pontuais quanto difusas, como: a presença de agricultura extensiva tanto nas margens como na bacia hidráulica do reservatório seco; a constante presença de animais de diferentes portes como ovinos, bovinos e equinos, com acesso direto ao reservatório para alimentação e para dessedentação em poços cavados dentro do reservatório; além de diversas residências sem o saneamento básico mínimo.

Figura 17 - Nitrogênio Total (NT) presentes nos sedimentos para as diferentes profundidades das trincheiras do Reservatório Desterro



A figura 18 apresenta a relação entre o NT e o COT, e entre o NT e os finos do sedimento a partir da correlação de Pearson (r).

Figura 18 - Correlações entre o Nitrogênio Total e o Carbono Orgânico Total (Esquerda); e Nitrogênio Total e os componentes granulométricos para o Reservatório Desterro



**Correlação significativa a 0,01

Verifica-se uma alta correlação entre o COT e o NT ($r = 0,948$) no sedimento, além da correlação positiva entre o NT e os finos do sedimento ($r = 0,780$). Essa elevada correlação entre o NT e o COT demonstra que ambos derivam da mesma fonte e que constituem a matéria orgânica. Como o NT é constituinte em menor concentração da matéria orgânica do que o COT, o que influenciou em uma correlação menor do primeiro com os sedimentos finos do que a correlação entre o COT e os sedimentos finos ($r_{\text{COT}} = 0,848 > r_{\text{NT}} = 0,780$). Gälman *et al.* (2008) afirmam que a relação da matéria orgânica com os finos do sedimento favorece a adsorção de COT e NT, reduzindo a perda desses nutrientes para os micro-organismos na coluna d'água, demonstrando a afinidade entre essas três variáveis.

5.3.3 Relação Carbono Nitrogênio (C/N)

O resultado referente entre a relação C/N é apresentada na Tabela 4, com valores dessa relação no sedimento variando entre 6,05 e 12,73, com valor médio de 8,77. López *et al.* (2016), estudando a relação C/N para o reservatório Barasona verificaram valor médio de 44,8, indicando que a fonte de material orgânico externo elevou a concentração de COT em relação ao NT, favorecendo esse alto valor. Duc, Crill e Bastviken (2010), estudando oito reservatórios na Suécia, verificaram valores de relação C/N entre 8,6 e 23,6. De acordo com estes autores, o valor de relação $C/N < 10$ representa que as fontes desses nutrientes são os produtores primários não vascularizados (fitoplânctons) que são de mais fácil decomposição, enquanto valores de C/N em torno de 20 representam fontes de vegetais vascularizados ricos em lignina, que após a decomposição geram principalmente substâncias húmicas (material recalcitrante). Assim, verifica-se a preeminência de fitoplânctons na composição dos fotossintetizadores mineralizados para o Reservatório Desterro.

Essa comprovação de predomínio de fotossintetizadores não vascularizados na composição da matéria orgânica decomposta no sedimento demonstra que a principal fonte de aporte de COT e NT deriva de fontes de poluição antrópicas que favorecem a proliferação desses fitoplânctons no corpo hídrico, como esgotos domésticos, dejetos de animais ou derivados da agricultura, e não de materiais humificados derivados de áreas com presença de floresta preservada que favorece alta relação C/N.

Dados sobre o estado trófico do Reservatório Desterro, disponibilizado pela COGERH (2019), demonstram que ele se encontra eutrofizado (nível trófico – eutrófico). Como um dos parâmetros utilizados para a determinação do estado trófico, temos a concentração de

clorofila, que diz respeito a presença de fitoplânctons presentes na coluna d'água, comprova-se então o predomínio desses organismos fotossintetizantes e fixadores do N₂ (g) apresentados pela relação C/N.

Tabela 4 - Carbono orgânico total, Nitrogênio total e relação C/N para o Reservatório Desterro

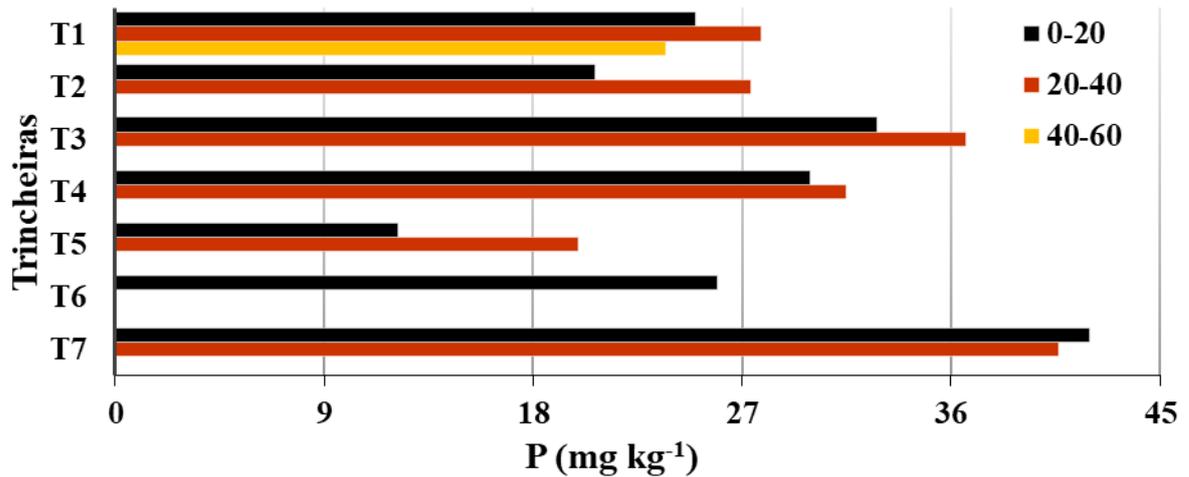
Trincheira	Prof de Coleta (cm)	C (g/kg)	N (g/kg)	C/N
T1	0-20	32,35	3,97	8,16
	20-40	29,60	3,56	8,32
	40-60	23,38	1,84	12,73
T2	0-20	22,61	1,86	12,18
	20-40	12,47	1,02	12,19
T3	0-20	34,47	3,66	9,41
	20-40	22,35	2,71	8,25
T4	0-20	18,17	2,00	9,08
	20-40	4,20	0,69	6,05
T5	0-20	7,45	1,03	7,23
	20-40	2,47	0,41	6,07
T6	0-20	17,34	2,20	7,87
T7	0-20	20,39	2,53	8,06
	20-40	9,62	1,35	7,15

De forma geral, o predomínio de sedimentos finos e altas concentrações de matéria orgânica, representados pelo COT e NT, favorecem a adsorção de diversos nutrientes e/ou poluentes adicionados ao corpo hídrico via escoamento superficial, demonstrando que o Reservatório Desterro se apresenta como sumidouro desses elementos adicionados, ou seja, a maior parte dos nutrientes aportados ao reservatório fica retido nos coloides do sedimento, reduzindo sua continuidade no rio após a barragem.

5.3.4 Fósforo disponível (P)

Os valores de Fósforo disponível (P) são observados na Figura 19. Os valores se limitaram entre 12,18 e 41,99 mg kg⁻¹, com valor médio de 28,30 mg kg⁻¹. Esse fósforo estudado representa a fração do Fósforo total não imobilizada na MO e nos óxidos de Fe e Al, disponível então para a utilização por diversos organismos vivos, dentre eles os fitoplânctons no processo de eutrofização.

Figura 19- Fósforo Disponível (P) presente no sedimento para as diferentes profundidades das trincheiras do Reservatório Desterro



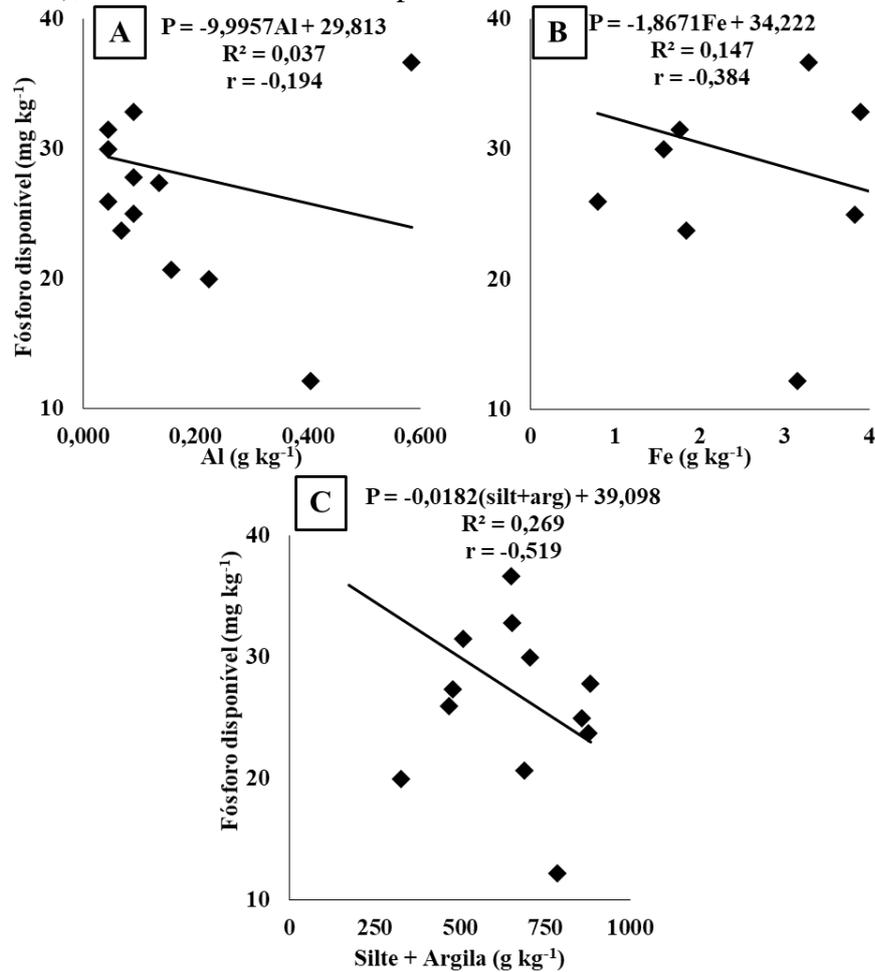
Os valores máximos de P foram observados na T7, com valor médio nesse perfil de 41,31 mg kg⁻¹. Essa trincheira é a que apresenta a menor concentração de sedimentos finos em seu perfil, com média de 20,85% como foi apresentado na Figura 14, além de baixos valores de Fe (Ferro total), com média de 230 mg kg⁻¹, Al (Alumínio trocável), com valor médio para esse perfil de 0,07 mg.kg⁻¹ (Figura 21 A e 21 B).

Em seguida, os valores mais altos após a T7 foram os observados para a T3. Esses valores altos de P podem estar relacionados com a alta concentração de Pt (Fósforo total) no perfil com predomínio de sedimentos finos, que saturaram a adsorção por FeT, Al e nos compostos orgânicos, e ainda demonstrou altos valores de P disponível nesse perfil, com valor médio de 34,74 mg kg⁻¹.

A Figura 20 apresenta as relações entre o P com o Al, o FeT e os sedimentos finos. O relacionamento de P com a granulometria do sedimento foi verificado a partir da correlação de Pearson, apresentado na Figura 20.

Evidencia-se que, diferentemente do que ocorre com o COT e o NT, o P apresentou uma correlação negativa com os finos ($r = -0,519$), o que por colinearidade apresenta correlação positiva com a fração granulométrica areia, com $r = 0,519$. Como a areia apresenta baixa área superficial para adsorção de nutrientes, a predominância dessa granulometria tende a favorecer a disponibilidade de P, inversamente do que ocorre com os sedimentos finos, que adsorvem fortemente o fósforo por conta de sua maior área superficial.

Figura 20 - Correlações entre o Fósforo disponível e os componentes granulométricos do sedimento (finos), Alumínio e Ferro Total para o Reservatório Desterro



Correlações – A) P e Al; B) P e FeT; C) P e sedimentos finos

Verifica-se ainda correlação negativa entre o P disponível com o FeT e o Al, sendo a correlação entre o P e o Al a menos evidente, com $r = -0,194$, enquanto entre o P e o FeT apresentou valor de $r = -0,384$ (Figura 20 A e B), demonstrando assim a tendência adsortiva desses elementos em relação ao P. Diferentes autores (DANG *et al.*, 2016; WU *et al.*, 2016; TANG; HU; LI, 2013) afirmam que o P no sedimento se apresenta altamente correlacionado com os sedimentos finos e com os óxidos-hidróxidos de Fe e Al por conta de sua alta adsorbilidade nesses coloides. Com isso, quanto maior a concentração desses metais no sedimento, menor a concentração de P disponível no perfil do sedimento.

Almeida *et al.* (2017a) verificaram valores de 64,2 e 52,4 mg kg⁻¹ de P disponível no sedimento, valores esses superiores ao encontrado para o Reservatório Desterro, que apresentou média de 28,30 mg kg⁻¹. Esses autores observaram que somente em torno de 1% do Fósforo total encontrava-se na forma de P disponível, demonstrando que grande parte do fósforo se encontrava indisponível nos coloides do sedimento. Em outro trabalho, Santos *et al.*

(2016) verificaram valor médio de P disponível para o sedimento do reservatório Castanhão de 213 mg kg^{-1} entre dois anos de estudo. Lira (2017) verificou valor de 530 mg kg^{-1} de P disponível no início da quadra chuvosa e 426 mg kg^{-1} no final da quadra chuvosa para o reservatório Tijuquinha, mostrando que o fluxo hídrico aportado no período chuvoso incrementou a concentração de P disponível no sedimento.

5.3.5 Alumínio trocável, Ferro total e pH

Os resultados referentes ao Al trocável, ao FeT e pH são apresentados na Figura 21.

Figura 21 - Concentração de Alumínio trocável, Ferro Total e pH no sedimento do Reservatório Desterro

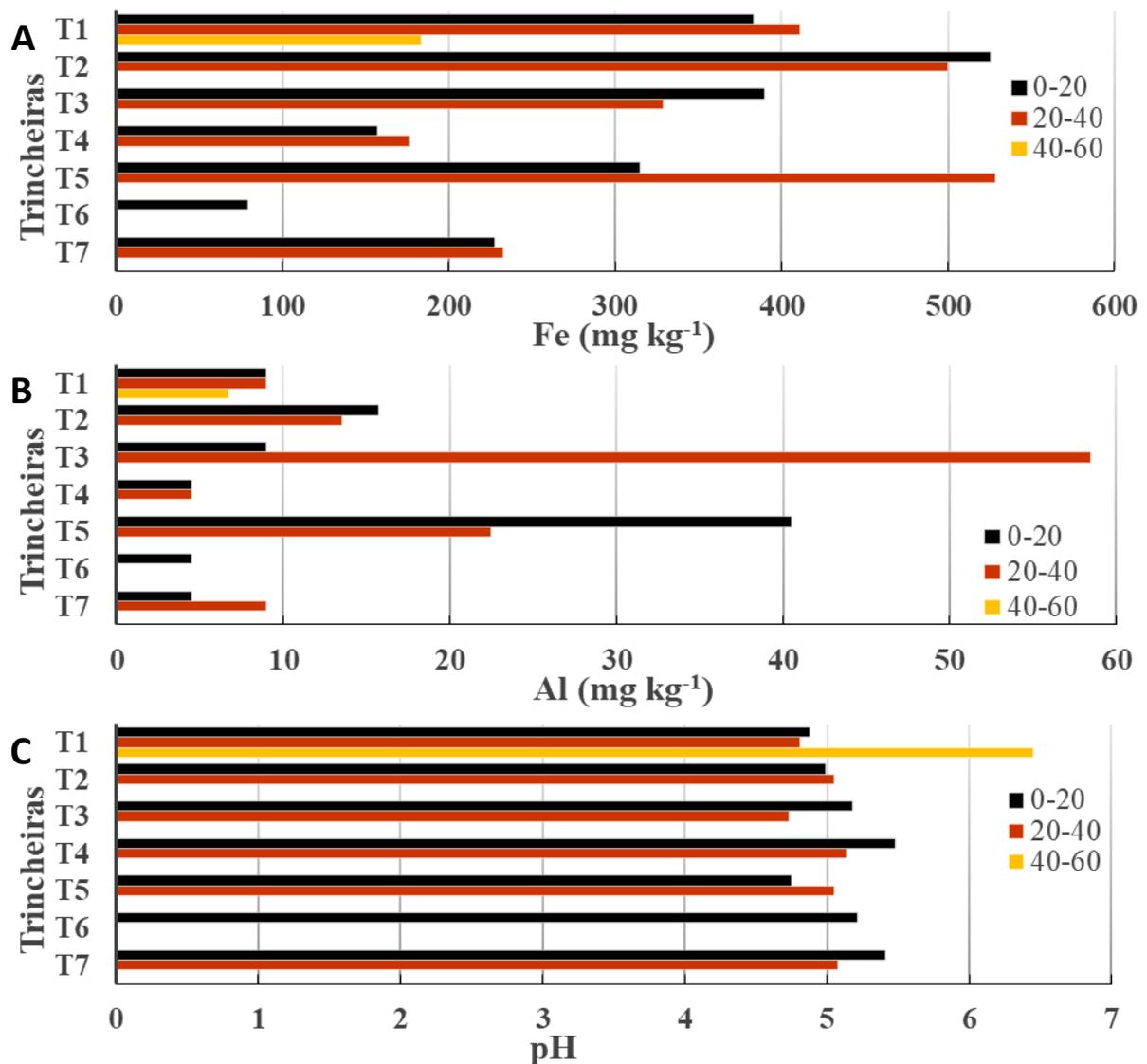


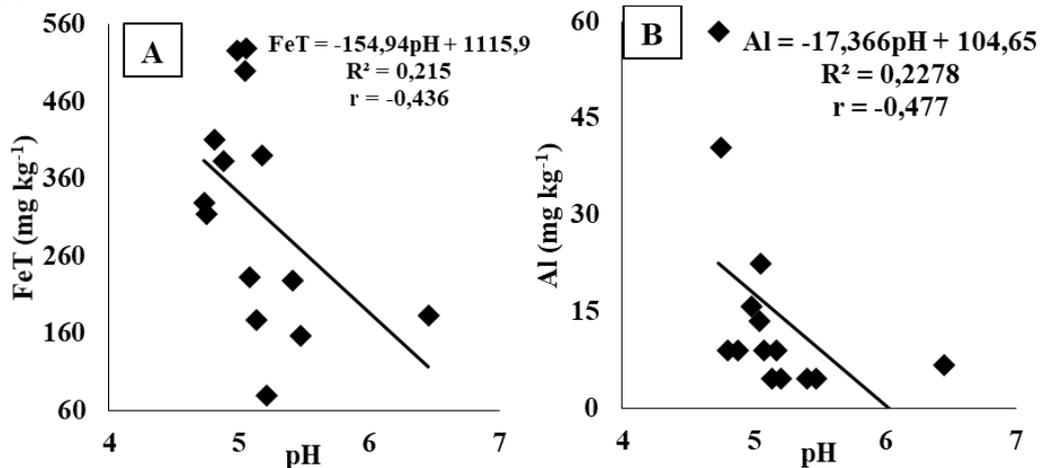
Figura A – Concentração de alumínio; Figura B – Concentração de Fe; Figura C – pH do sedimento

O valor médio de Al trocável foi de 15,1 mg kg⁻¹, com valores variando de 4,5 a 58,5 mg kg⁻¹. Para o Fet os resultados variaram entre 79,5 e 528,7 mg kg⁻¹, com valor médio de 317 mg kg⁻¹. Já para o pH, os valores giraram em torno de 5,16, com valores entre 4,73 e 6,45.

Valores baixos de pH, de acordo com Ståhlberg *et al.* (2006), relacionam-se principalmente com a decomposição da matéria orgânica, liderados pelos ácidos húmicos e fúlvicos, além da liberação do NH₄⁺ no ciclo do nitrogênio, que ocorre em meio ácido. Frémion *et al.* (2016b) estudando o reservatório Vaussaire, na França, afirmam que o pH influencia a disponibilidade do FeT, Al e outros elementos traços, ocorrendo de forma inversa a relação entre o pH e esses elementos.

As correlações entre o pH com o Al e o FeT, estão apresentadas na Figura 22. Foram verificadas correlações negativas entre pH e o FeT, e entre o pH e o Al. Assim verifica-se que quanto mais ácido o pH, mais disponível o FeT e o Al trocável, o que aumenta a adsorção de P por esses elementos, reduzindo a biodisponibilidade de P para os processos fisiológicos dos micro-organismos aquáticos.

Figura 22 - Correlações do pH com o ferro total e alumínio trocável para o Reservatório Desterro



A – Correlação entre pH e FeT; B – Correlação entre pH e Al

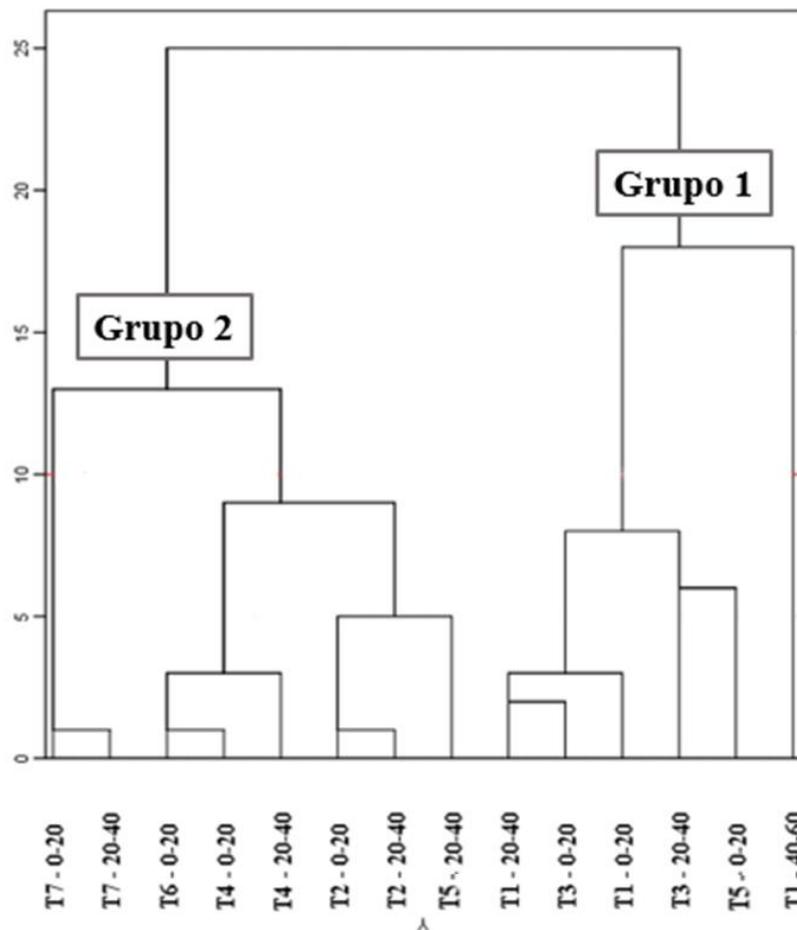
Para verificar a semelhança das trincheiras em relação a todas as variáveis de estudo, foi aplicada a análise de agrupamento, apresentado na Figura 23. Verifica-se a formação de 2 grupos: o grupo um (G1) é formado pelas três coletas da T1, as duas coletas da T3 e a coleta de 0-20 da T5, compondo n = 6. O grupo dois (G2) é formado pelas coletas da T2, T4, T6, T7 e pela coleta de 20-40 cm da T5, perfazendo n = 8.

Os grupos foram avaliados por testes de média, como apresenta a Tabela 5. O G1 é composto pelas amostras do sedimento com predomínio de sedimentos finos (argila e silte) na

composição da granulometria, o que fica evidente pela diferença estatística entre os dois grupos e as três classes granulométricas.

A maior concentração verificada para o silte e argila no G1 (78,53%) em relação ao G2 (44,99%) afeta positivamente na concentração de COT e NT, uma vez que, como demonstrado anteriormente, existe grande afinidade entre esses nutrientes que compõem a matéria orgânica e os sedimentos finos. Com isso, da forma como ocorreu com as classes granulométricas, verifica-se a diferença estatística entre as médias do G1 e G2 para o COT e o NT (Tabela 5), com valores médios de G1 de 26,72 g kg⁻¹ para o COT e 2,96 g kg⁻¹ para o NT; e para o G2 valor médio de 12,07 g kg⁻¹ para o COT e 1,34 g kg⁻¹ para o NT.

Figura 23 - Dendrograma apresentando a análise de agrupamento (clusters) para a distribuição do conjunto de variáveis avaliadas no sedimento do Reservatório Desterro



A densidade global apresentou diferença estatística significativa entre os grupos, com média de 1,20 g cm⁻³ para o G1 e 1,27 g cm⁻³ para o G2. Esses resultados, de acordo com Libardi (2005), classificam o sedimento do G1 como argiloso (valor entre 1,00 e 1,25 g cm⁻³),

enquanto o G2 possui característica de sedimentos arenosos (valores entre 1,25 e 1,40 g cm⁻³). A matéria orgânica (representada pelo COT), que se relaciona positivamente com os sedimentos finos, apresenta relação negativa com a densidade global.

Com isso verifica-se que a matéria orgânica apresenta influência nas diferenças dos dois grupos para a densidade global, juntamente com a granulometria. De acordo com Soares *et al.* (2016), a presença de matéria orgânica no sedimento reduz sua densidade global do sedimento, por conta da constante ação biológica que eleva tanto a macro como a microporosidade.

Tabela 5 - Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão (DP) e testes de média para os grupos formados por agrupamento em relação às variáveis estudadas para o Reservatório Desterro

Variáveis	Est. descritiva	Grupo 1	Grupo 2
COT (g/kg)	Média ± DP	26,72 ± 6,38 a	12,07 ± 7,46 b
	Mín. - Máx.	18,17 - 33,41	2,47 - 18,31
NT (g/kg)	Média ± DP	2,96 ± 0,91 a	1,34 ± 0,82 b
	Mín. - Máx.	1,84 - 3,91	0,041 - 2,03
P (g/kg)	Média ± DP	26,37 ± 8,48 a	29,76 ± 8,19 a
	Mín. - Máx.	12,19 - 36,65	19,95 - 41,99
AL (g/kg)	Média ± DP	22,13 ± 21,97 a	9,84 ± 6,80 a
	Mín. - Máx.	6,75 - 58,50	4,50 - 22,50
FE (g/kg)	Média ± DP	335,05 ± 82,97 a	303,05 ± 184,00 a
	Mín. - Máx.	184,60 - 411,00	79,50 - 529,70
pH	Média ± DP	5,13 ± 0,67 a	5,18 ± 0,18 a
	Mín. - Máx.	4,73 - 6,65	4,99 - 5,48
Areia (%)	Média ± DP	21,47 ± 10,85 a	55,01 ± 19,33 b
	Mín. - Máx.	11,60 - 34,95	29,41 ± 82,69
Argila (%)	Média ± DP	52,61 ± 10,34 a	26,42 ± 12,95 b
	Mín. - Máx.	40,30 - 68,12	8,44 - 44,87
Silte (%)	Média ± DP	25,92 ± 4,02 a	18,57 ± 6,56 b
	Mín. - Máx.	20,28 - 29,88	8,87 - 28,97
Densidade global (g cm⁻³)	Média ± DP	1,20 ± 0,31 a	1,27 ± 0,30 b
	Mín. - Máx.	0,85 - 1,72	1,05 - 1,46
Densidade real (g cm⁻³)	Média ± DP	2,38 ± 0,06 a	2,52 ± 0,06 a
	Mín. - Máx.	2,26 - 2,44	2,42 - 2,60

Médias seguidas de letras diferentes diferem estatisticamente pelo teste HSD de Tukey (variáveis paramétricas) e teste de Mann Whitney (variáveis não-paramétricas), com $p < 0,05$.

As demais variáveis (Al, FeT, pH e densidade real) não apresentaram diferenças estatísticas entre os dois grupos.

A Análise das Componentes Principais (ACP) dos componentes do sedimento é apresentada na Tabela 6. Foram formadas três componentes principais, que explicam 82% do comportamento do sedimento. Verifica-se que a componente 1 é composta do COT, NT, argila, silte, areia e a densidade real. Assim, esses resultados demonstram as já verificadas relações positivas entre o COT e o NT com os sedimentos finos, e inversamente proporcionais a areia e a densidade real. Quanto menor a densidade real, maior a concentração de material de granulometria fina no sedimento (argila e silte), uma vez que os sedimentos finos ocupam maior proporção dos espaços porosos, o que influencia na relação negativa entre a densidade real e os sedimentos finos. Essa componente 1 explica 45,25% da variância dos resultados do sedimento.

Tabela 6 - Análise das Componentes Principais para o sedimento do Reservatório Desterro

Variável	Componente		
	1	2	3
Areia	-0,972		
Argila	0,951		
COT	0,916		
Silte	0,884		
NT	0,859		
Densidade das Real	-0,842		
Porosidade		0,968	
Densidade do Global		-0,950	
pH		-0,709	
FeT			0,744
Al			0,721
P			-0,592

A componente 2, que responde por 23,55% da variância nos resultados do sedimento, é composta pela porosidade, densidade global e pelo pH. A porosidade se relaciona inversamente com a densidade global, uma vez que os elevados valores de densidade global, representados nesse estudo pela areia, apresenta alta macroporosidade em detrimento da microporosidade, que perfaz grande parte da porosidade total no sedimento, e que são observados predominante em sedimentos finos e material orgânico (SOARES *et al.*, 2016).

Em relação ao pH, verifica-se uma correlação inversa com a porosidade. A porosidade do sedimento, de acordo com Barros *et al.* (2016), é maior nos sedimentos finos (argila e silte), além de ser incrementada com a presença da matéria orgânica, compreendida pela presença de COT e NT no sedimento (MARCHINI *et al.*, 2015). Assim, nas coletas de sedimento com alta porosidade no sedimento, representado pela elevada presença de matéria

orgânica e sedimentos finos, é onde verifica-se a maior decomposição da matéria orgânica e liberação de NH_4^+ , que acidificam o meio e reduzem o pH (STÄHLBERG *et al.*, 2006).

Por fim apresenta-se a componente 3, que responde por 13,20% do comportamento do sedimento. Essa componente é formada pelo Al trocável, o FeT e o P disponível, sendo as duas primeiras relacionadas positivamente entre elas, enquanto o P disponível relaciona-se negativamente com as outras duas anteriores, como discutido anteriormente.

5.4 Conclusões

A deposição longitudinal do sedimento ocorre de forma progressiva tanto em profundidade como em concentração de sedimentos finos (silte e argila) desde as zonas de entrada dos tributários em direção à barragem do reservatório.

A relação C/N demonstra o predomínio de organismos fotossintetizadores não-vascularizados decompostos no sedimento, denotando a preponderância de fontes de poluição antrópica aportadas ao reservatório.

O Reservatório Desterro atua como sumidouro de nutrientes por conta do predomínio de sedimentos finos e compostos orgânicos com alta capacidade de adsorção desses elementos aportados.

6 CAPÍTULO II - UTILIZAÇÃO DA ESPECTROSCOPIA VIS-NIR NA ESTIMATIVA DOS COMPONENTES DO SEDIMENTO APORTADO A UM RESERVATÓRIO SEMIÁRIDO

Resumo: Os diferentes usos antrópicos do solo tendem a interferir na quantidade e qualidade de sedimentos que aportam nos corpos hídricos. Como o sedimento é considerado o principal poluente difuso, a manutenção e o entendimento da qualidade dos recursos hídricos passam pelo monitoramento do sedimento no reservatório. Assim, a espectroscopia do visível e infravermelho próximo (VIS-NIR) apresenta-se como uma importante ferramenta na estimativa dos componentes do sedimento via sensoriamento remoto. Deste modo, esse capítulo objetivou selecionar o número de bandas espectrais e avaliar o desempenho de modelos por meio do método de regressão pelos mínimos quadrados (PLSR). As coletas do sedimento e material do leito do rio foram realizadas nas sete trincheiras escavadas no leito do rio do reservatório Desterro, Caridade, Ceará. Foram realizadas análise do carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), Fósforo disponível (P), Ferro Total (FeT), areia, silte e argila. As leituras espectrais foram realizadas com o auxílio do espectrorradiômetro ASD FieldSpec 3, no intervalo de 350 e 2500 nm. A iluminação foi realizada com lâmpada de halogênio de 50 W acoplada a um suporte de sonda, com leituras realizadas a cada 120° por amostra, com 100 repetições cada. A seleção de bandas espectrais foi realizada por regressão linear pelo método *Stepwise*, e posteriormente essas bandas alimentaram o método PLSR, que realizou as modelagens, validando por validação cruzada *leave-one-out*. O desempenho dos modelos foi avaliado segundo o coeficiente de Pearson (r), raiz do erro quadrado médio (REQM), coeficiente de determinação ajustado (Ra^2) e taxa do desvio de performance (RPD). As respostas espectrais das amostras do leito do rio apresentaram cerca de 10% de reflectância superior às reflectâncias do sedimento. Foram utilizadas quatro bandas para o COT (REQM de 7,62 g kg⁻¹; Ra^2 de 0,948; r de 0,973; RPD de 6,70), quatro bandas para o NT (REQM de 0,29 g kg⁻¹; Ra^2 de 0,931; r de 0,70; RPD de 2,29), seis bandas para o P (REQM de 0,00725 g kg⁻¹; Ra^2 de 0,915; r de 0,966; RPD de 0,17), quatro bandas para o FeT (REQM de 0,445 g kg⁻¹; Ra^2 de 0,917; r de 0,964; RPD de 0,76), quatro bandas para a argila (REQM de 3,46%; Ra^2 de 0,964; r de 0,984; RPD de 10,79), quatro bandas para a areia (REQM de 6,27%; Ra^2 de 0,939; r de 0,974; RPD de 11,25), cinco bandas para o silte (REQM de 0,94%; Ra^2 de 0,943; r de 0,976; RPD de 6,29). Os modelos desenvolvidos pelo PLSR classificaram-se como adequados para o COT, o NT, argila, areia e silte, enquanto para o P e FeT classificaram-se como não-confiáveis.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto. PLSR. Gestão hídrica.

CHAPTER II - USE OF VIS-NIR SPECTROSCOPY IN ESTIMATION OF SEDIMENT COMPONENTS CONTRIBUTED TO A SEMI-ARID RESERVOIR

Abstract: The different anthropic uses of soil tend to interpose in the quantity and quality of sediments that get in waterbodies. As sediment is considered the main diffuse pollutant, maintenance and understanding the quality of water resources requires monitoring of sediment in reservoir. Thus visible and near infrared spectroscopy (VIS-NIR) is an important tool in estimating sediments components via remote sensing. That way this chapter aimed to select the number of spectral bands and evaluate the performance of models through the partial least squares ratio (PLSR). The sediment and riverbed material samples were carried out in seven trenches dug in riverbed of Desterro Reservoir, Caridade, Ceará. We analyze the Total Organic Carbon (TOC), Total Nitrogen (TN), exchangeable Phosphorus (P), Total Iron (TFe), sand, silt and clay. We did the spectral reads using spectroradiometer ASD FieldSpec 3, in gap between 350 and 2500 nm. Lighting was performed with halogen lamp of 50 W attached a contact probe, with readings taken every 120° per sample, with 100 repetitions each. We selected the spectral bands by linear regression Stepwise method, and subsequently these bands fed the PLSR method, which performed the modeling, validating by cross validation leave-one-out. We evaluated the models according Pearson's coefficient (r), root square mean error (RSME), the adjusted coefficient of determination (Ra^2) ratio of performance to deviation (RPD). The spectral responses of riverbed samples showed about 10% greater reflectance than the sediment reflectance. We identified four bands for TOC (RSME of 7.62 g kg⁻¹; Ra^2 of 0.948; r of 0.973; RPD of 6.70), four bands for NT (REQM of 0.29 g kg⁻¹; Ra^2 0.931; r 0.70; RPD 2.29), six bands for P (RSME of 0.00725 g kg⁻¹; Ra^2 of 0.915; r of 0.966; RPD of 0.17), four bands for TFe (RSME of 0.445 g kg⁻¹; Ra^2 of 0.917; r of 0.964; RPD of 0.76), four bands for clay (RSME of 3.46%; Ra^2 of 0.964; r of 0.984; RPD of 10.79), four bands for sand (RSME of 6.27%; Ra^2 of 0.939; r of 0.974; RPD of 11.25), five bands for silt (RSME of 0.94%; Ra^2 of 0.943; r of 0.976; RPD of 6.29). The models developed by PLSR were classified as suitable for COT, NT, clay, sand and silt, while for P and TFe the models were classified as unreliable.

Key words: Remote sensing. PLSR. Water management.

6.1 Introdução

As várias atividades antrópicas sobre o solo como uso de agroquímicos em excesso, falta de saneamento urbano e poluição industrial tendem a acarretar o enriquecimento do sedimento que atinge os corpos hídricos com diferentes nutrientes e poluentes que afetam negativamente a qualidade da água (SONG *et al.*, 2018). A contaminação do sedimento apresenta-se como o principal problema ambiental que afeta a qualidade dos corpos hídricos, o que exige a busca por estratégias de manejo para reverter esse quadro de contaminação (SONG *et al.*, 2017).

O monitoramento periódico da qualidade e quantidade do sedimento aportado ao reservatório é de extrema relevância no que diz respeito ao adequado manejo dos recursos hídricos de reservatórios superficiais (WEI *et al.*, 2016). Porém, os métodos tradicionais de monitoramento da qualidade do sedimento são bastante onerosos, uma vez que as etapas de dragagem e análises físico-químicas do sedimento exigem altos investimentos financeiros, além de demandar tempo razoável até a obtenção dos resultados, o que reduz a eficiência desses métodos (TERRA; DEMATTÊ; VISCARA ROSSEL, 2015).

Com isso a espectroscopia de reflectância do visível e infravermelho próximo (VIS-NIR), que atua entre o intervalo de 350-2500 nm, apresenta-se como alternativa efetiva de baixo custo e com resposta célere para a estimativa dos componentes adsorvidos às partículas do sedimento, auxiliando no monitoramento do material dragado (CONFORTI; METTEUCCI; BUTTAFUOCO, 2018). Mesmo apresentando-se como alternativa efetiva, para se concretizar a espectroscopia deve ser associada a técnicas de regressão linear para apresentar efetividade, como a análise das componentes espectrais (PCR), regressão pelos mínimos quadrados e redes neurais artificiais (ANN) (VAN DE BROEK; GROVERS, 2019).

O método da regressão pelos mínimos quadrados representa a estatística multivariada mais utilizada para a calibração e predição de propriedades do solo e sedimento por espectroscopia (CONFORTI *et al.*, 2013). Esse método de regressão reduz a matriz de respostas espectrais às variáveis que melhor se relacionam com o comportamento da variável em estudo (ZORNOZA *et al.*, 2008). Portanto, esse capítulo objetivou a obtenção do comportamento espectral do sedimento e material do leito do rio no reservatório Desterro, bem como avaliar o desempenho do método dos mínimos quadrados (PLSR) na estimativa do

carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), Fósforo disponível (P), Ferro total (FeT), areia, silte e argila.

6.2 Material e métodos

6.2.1 Coletas de sedimento e material do leito do rio

A área de estudo compreende o reservatório Desterro, onde foram amostrados o sedimento e o material presente no leito do rio nas sete trincheiras presentes na Figura 4. Foram coletadas amostras deformadas à intervalos de 20 cm, onde foram distinguidas amostras no sedimento e amostras no material do leito do rio, sendo variadas as profundidades por trincheira. As coletas referentes ao sedimento compreenderam 14 amostras, mesmo número de coletas (14) no material do leito do rio.

As amostras coletadas foram secas ao ar (TFSA), destorroadas e passadas em peneiras de 2 mm, para manter o padrão das análises. Em seguida, as amostras foram levadas ao Laboratório de Física do Solo e ao Laboratório de Manejo e Conservação do Solo, ambos pertencentes ao Departamento de Ciências Agrárias da UFC, onde foram realizadas as análises dos componentes como apresentado a seguir. Os resultados analíticos foram avaliados segundo estatística descritiva.

6.2.2 Análise granulométrica

A análise granulométrica foi realizada pela metodologia descrita pela EMBRAPA (2012) que se baseia na velocidade de queda das partículas em água após a adição de dispersante. As classes granulométricas foram classificadas de acordo com os critérios da USDA. O cálculo da fração argila é calculada segundo a Equação 1. A concentração da areia na composição do solo foi obtida a partir da Equação 2. O silte foi obtido pela subtração do teor de argila e areia da porcentagem total.

$$\%_{arg} = [(m_{arg} + m_d) - m_d] * 200 * f \quad (01)$$

em que: T_{arg} é o teor de argila ($g\ kg^{-1}$); m_{arg} é a massa de argila (g); m_d é a massa de dispersante (g); f é o fator de correção para o solo seco a 110 °C.

$$T_{areia} = m_{areia} * 5 * f \quad (02)$$

em que: m_{areia} é a massa da areia (g); f é o fator de correção para o solo seco a 110 °C.

6.2.3 Carbono Orgânico Total (COT)

O carbono orgânico total (COT) foi quantificado utilizando o método de Walkley-Black, modificado por Yeomans and Bremner (1988), método esse que consiste na oxidação do carbono orgânico por dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) por via úmida sob ação do ácido sulfúrico (H_2SO_4), a partir de energia de aquecimento. O excesso de dicromato após oxidado é titulado com solução de sulfato ferroso amoniacal. O limite do COT foi comparado com o limite de alerta de 10% (BRASIL, 2012), com cálculo do COT obtido pela Equação 6.

$$COT \text{ (dag/kg)} = \frac{(A) \text{ (molaridade sulfato ferroso)} (3) (100)}{\text{massa da amostra (mg)}} \quad (06)$$

em que: A é o volume de Sal de Mohr gasto na titulação; 3 é a relação entre os mols de dicromato que reage com o Fe^{2+} (1/6), multiplicado pelo número de mols de $Cr_2O_7^-$ que reage com o C° (3/2), multiplicado pela massa atômica do C (12).

6.2.4 Nitrogênio Total (NT)

O Nitrogênio Total no solo (NT) foi determinado pelo método de Kjeldahl, onde o N é convertido em NH_4^+ por digestão sulfúrica a partir de temperaturas altas (bloco digestor) até a digestão completa, sendo determinado finalmente por destilação à vapor adicionando-se solução concentrada de NaOH. O limite do NT foi comparado com o limite de alerta de 4,8 $g.kg^{-1}$ (BRASIL, 2012). O cálculo foi obtido segundo a Equação 7.

$$NT = a - b \quad (07)$$

em que: NT = Nitrogênio total ($g.kg^{-1}$); a = ml de ácido 0,005 mol L^{-1} na amostra; b = ml de ácido prova em branco

6.2.5 Fósforo Assimilável (P)

Essa análise representa a parcela de fósforo presente na amostra que se encontra prontamente disponível para a utilização nos processos biológicos. A determinação é realizada a partir da leitura do complexo fósforo-molibdico pelo espectrofotômetro (EAM), após a redução do molibdato com o ácido ascórbico, como descrito por EMBRAPA (2012). O cálculo foi realizado a partir da Equação 8.

$$P (g/kg) = L \times F_p \times 10 \quad (08)$$

em que: L é a leitura da densidade ótica no colorímetro com comprimento de onda de 660 mμ a partir do fósforo extraído por HCl e H₂SO₄; F_p é o coeficiente angular da reta obtido a partir do cruzamento dos valores de concentração de fósforo e as respectivas leituras.

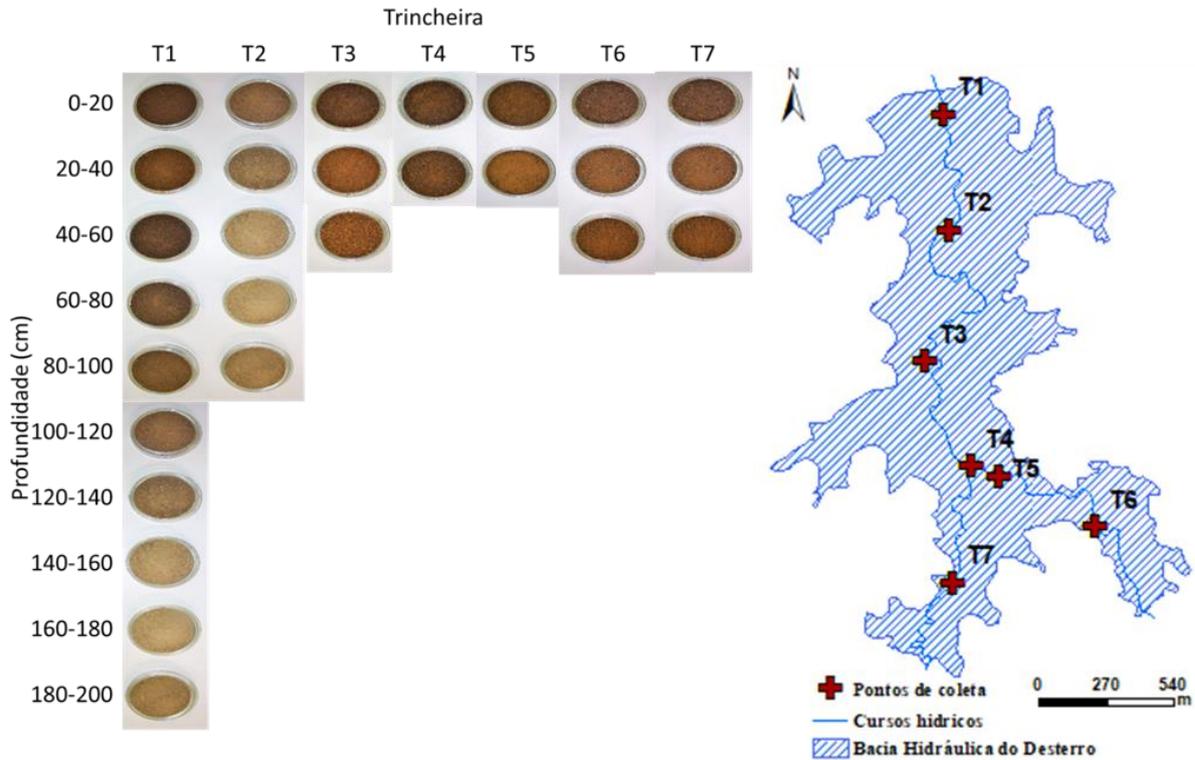
6.2.6 Ferro Total (FeT)

A extração do ferro no sedimento foi realizada com o uso do método Mehlich⁻¹. O resultado do Ferro total foi determinado por espectrofotometria de absorção atômica de acordo com a metodologia de EMBRAPA (2012).

6.2.7 Espectroscopia no VIS-NIR

Para reduzir a interferência da umidade nas leituras espectrais do sedimento, as amostras foram levadas à estufa a 45 °C por 72 horas. Após esse período as amostras foram transportadas em dissecadores para o Laboratório de Espectrorradiometria, pertencente ao Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará. A Figura 24 apresenta as amostras coletadas por trincheira.

Figura 24 - Amostras de sedimento e material do leito do rio representando as profundidades de coleta dispostas em placas de Petri

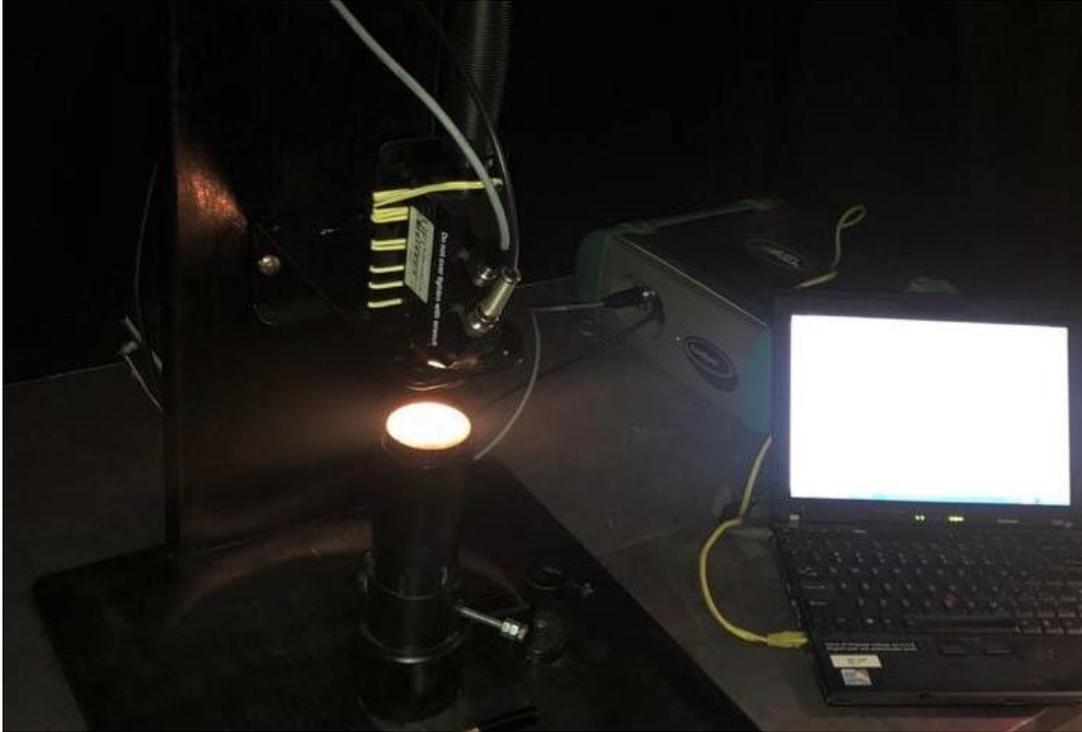


Fonte: Próprio Autor

As respostas espectrais foram medidas com o auxílio do espectrorradiômetro ASD FieldSpec® 3, que possui três sensores dedicados, um para o espectro do visível e infravermelho próximo, VIS-NIR (350-1000 nm), e dois para o infravermelho médio, SWIR (1001-1800 nm e 1801-2500 nm).

Foi utilizado um suporte para o cabo de fibra ótica, munido com uma lâmpada de 50 W de potência. Esse suporte apresenta um nicho para acoplamento de um recipiente cilíndrico com diâmetro de 5 cm e altura de 3 cm, que suportava um volume de sedimento de 59 cm³. O material do recipiente utilizado foi de polietileno completamente preto, a fim de evitar a interferência da reflectância do material de suporte da amostra (Figura 25).

Figura 25 – Suporte para a sonda do FieldSpec 3 com amostra de sedimento iluminado antes do acoplamento



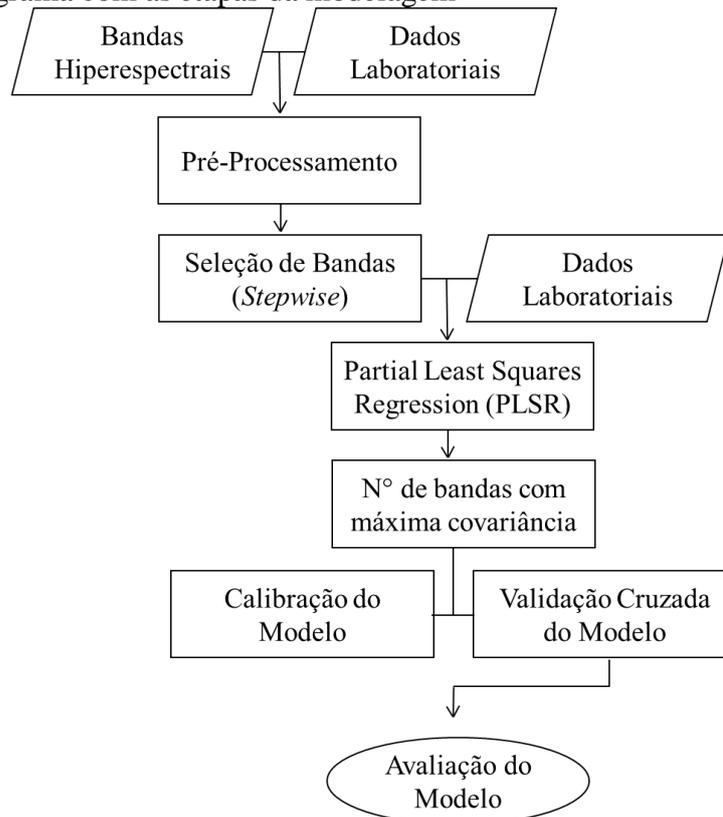
Fonte: Próprio Autor

A sonda posicionou-se a uma distância de 1 cm da amostra. A utilização desse suporte permite a não interferência de iluminação externa difusa, o que favorece maior precisão nas leituras espectrais do sedimento, reduzindo os ruídos facilmente observados em leituras realizadas na ausência desse equipamento.

A reflectância absoluta de referência utilizada foi obtida a partir da resposta espectral de uma placa branca Spectralon®, com 100% de calibração da reflectância. Cada amostra de sedimento foi escaneada uma vez a cada 120°, com repetição de 100 vezes para cada agulção, sendo a média entre as leituras o valor de reflectância adotado para os processamentos seguintes.

O fluxograma do processo de geração dos modelos de predição dos componentes do sedimento é apresentado na Figura 26.

Figura 26 - Fluxograma com as etapas da modelagem



Fonte: Elaborado pelo Autor

6.2.7.1 Pré-processamento

A técnica da primeira derivada (Savitzky-Golay) foi aplicada com o objetivo de reduzir a colinearidade verificada nas reflectâncias sem processamento (dados brutos), o que auxilia na detecção de pequenas variações no espectro. Por demonstrar ruídos significantes, as bandas entre 350 e 399 nm foram desconsiderados para a modelagem.

6.2.7.2 Calibração e avaliação dos modelos

A seleção de bandas foi realizada a partir do confronto entre os dados medidos em laboratório e as respostas hiperespectrais do sedimento por regressão linear pelo método *Stepwise*, no *software* SPSS 16. Esse método seleciona as bandas (atributos) na ordem de relevância na explicação dos resultados, a partir do incremento no ajuste do R^2 ajustado.

A ordem das bandas selecionadas representa as componentes que melhor se aproximam aos valores conhecidos (obtidos em laboratório), cada banda individualmente explicando parte da variância, e ao incrementar o número de bandas, aumenta o ajuste das

bandas aos resultados conhecidos. As bandas identificadas nessa etapa alimentaram o método do PLSR para a formação dos modelos.

O método de regressão dos mínimos quadrados parciais (Partial Least Squares Regression - PLSR) foi utilizado para modelar as bandas selecionadas na etapa anterior, utilizando a validação cruzada *leave-one-out* para validar os modelos gerados no software Unscramble X 10.5. Esse método de validação foi escolhido por conta do baixo número de amostras avaliadas, sendo então o modelo calibrado e validado em número de vezes igual ao total de amostras conhecidas. O número de bandas selecionados pelo PLSR é o que representa a maior covariância entre a reflectância e os resultados de laboratório para cada variável.

O desempenho do modelo foi avaliado a partir do coeficiente de Pearson (r), o coeficiente de determinação ajustado (R_a^2), raiz do erro quadrado médio (REQM) e taxa de desvio da performance (RPD), como apresentados nas equações 10, 11, 12 e 13.

$$r = \frac{N \times \sum (Y_{ci} - Y_{oi})^2 - \sum Y_{o1} \times \sum Y_{c1}}{\sqrt{[N \times \sum Y_{oi}^2 - (\sum Y_{o1})^2] \times [N \times \sum Y_{ci}^2 - (\sum Y_{c1})^2]}} \quad (10)$$

$$R_a^2 = 1 - \frac{N - 1}{N - (k + 1)} \cdot (1 - R^2) \quad (11)$$

$$REQM = \sqrt{\frac{\sum (Y_{ci} - Y_c)^2}{N}} \quad (12)$$

$$RPD = \frac{SD(Y_o)}{\sqrt{REQM}} \quad (13)$$

em que: r é o coeficiente de Pearson, Y_c é o valor calculado, Y_o o valor conhecido, N representa a amplitude da amostra, R_a^2 é o coeficiente de determinação ajustado, k representa o número de atributos do ajuste, R^2 é o coeficiente de determinação, $SD(Y_o)$ é o desvio padrão do conjunto de dados conhecidos, $REQM$ é a raiz do erro quadrado médio e RPD é a taxa de desvio da performance.

As interpretações do coeficiente de Pearson, do coeficiente de determinação (R_a^2) e da taxa de desvio de performance (RPD) são apresentadas nas tabelas 7, 8 e 9.

Tabela 7 - Interpretação do coeficiente de Pearson (r)

Interpretação	Valor
Correlação muito forte	Superior ou igual a $\pm 0,90$
Correlação forte	Entre $\pm 0,70$ e $0,90$
Correlação moderada	Entre $\pm 0,50$ e $0,70$
Correlação fraca	Entre $\pm 0,30$ e $0,50$
Sem Correlação	Inferior a $\pm 0,30$

Fonte: Adaptado de Mukaka (2012)

Tabela 8 - Interpretação do coeficiente de determinação ajustado (Ra^2)

Interpretação	Valor
Modelo Adequado	$> 0,75$
Modelo Satisfatório	Entre $0,50$ e $0,75$
Modelo Não Confiável	Menor $0,50$

Fonte: Adaptado de Terra, Demattê, Viscara Rossel (2014)

Tabela 9 - Interpretação da taxa de desvio da performance (RPD)

Interpretação	Valor
Modelo Adequado	Maior que $2,00$
Modelo Satisfatório	Entre $1,4$, e $2,00$
Modelo Não Confiável	Menor que $1,40$

Fonte: Adaptado de Chang *et al.* (2001)

6.3 Resultados e discussão

Os resultados referentes aos nutrientes e granulometria presentes no sedimento seguem na Tabela 10. Verifica-se que o NT no sedimento apresentou valores superiores aos verificados em material de leito do rio, com valores médios respectivos de $2,06 \text{ g.kg}^{-1}$ ($\pm 1,13$) e $0,24 \text{ g kg}^{-1}$ ($\pm 0,30$), comportamento semelhante ao verificado para o COT, porém em escala diferente, que apresentou para o sedimento valor médio de $18,35 \text{ g.kg}^{-1}$ ($\pm 10,11$), e para o material do leito do rio apresentou valor médio de $2,42 \text{ g.kg}^{-1}$ ($\pm 1,98$) Essas relações demonstram que no sedimento coletado apresenta em torno de oito vezes mais ambos nutrientes (NT e COT) do que no leito do rio.

Tabela 10 - Média e desvio padrão (DP) para o nitrogênio total (NT), carbono orgânico total (COT), areia, silte e argila para o sedimento e o material de fundo do reservatório Desterro

Coletas	Estatística Descritiva	NT	COT	P	Fe	Areia	Argila	Silte
		g kg ⁻¹					%	
Sedimento (T1 0-20, 20-40 e 40-60; T2 0-20 e 20-40; T3 0-20, 20-40; T4 0-20, 20-40; T5 0-20, 20-40; T6 0-20; T7 0-20, 20-40)	N	14	14	14	14	14	14	14
	Máx	3,97	34,47	0,042	0,529	82,69	68,12	29,88
	Mín	0,41	2,47	0,012	0,080	11,60	8,44	8,87
	Média	2,06	18,35	0,028	0,317	40,64	37,64	21,72
	DP	1,13	10,11	0,008	0,145	23,31	17,67	6,61
Leito do rio (T1 60-80, 80-100, 100-120, 120-140, 140-160, 160-180, 180-200; T2 40-60, 60-80, 80-100; T3 40-60; T6 20-40, 40-60; T7 40-60)	N	14	14	14	14	14	14	14
	Máx	0,95	6,55	0,034	0,506	96,15	30,65	27,61
	Mín	0,04	0,29	0,011	0,057	41,74	1,16	2,69
	Média	0,24	2,42	0,025	0,172	80,86	8,72	10,41
	DP	0,30	1,98	0,006	0,143	16,80	9,77	7,24
Total (T1, T2, T3, T4, T5, T6, T7)	N	28	28	28	28	28	28	28
	Máx	3,97	34,47	0,042	0,529	96,15	68,12	29,88
	Mín	0,04	0,29	0,011	0,057	11,60	1,16	2,69
	Média	1,16	10,52	0,027	0,244	60,13	23,55	16,32
	DP	1,22	10,73	0,007	0,160	28,13	20,06	8,73

Os dados apresentados anteriormente demonstram que o COT e o NT são altamente correlacionados, corroborados pelos resultados da Tabela 10, que demonstra uma correlação alta de 97% entre essas duas variáveis. De acordo com Belinasso *et al.* (2010), essas duas variáveis são macronutrientes dos seres vivos e que quando decompostos no sedimento apresentam a matéria orgânica como principal depósito.

A alta concentração de COT e NT no sedimento decorre, de acordo com Maning e Langston (2010), da elevada superfície específica observada na matéria orgânica e nos sedimentos finos, que são partículas dominantes no sedimento do reservatório (59,36% ±23,31), o que culmina com a relação íntima entre esses nutrientes e os sedimentos finos, representados pela elevada correlação de 0,893 e 0,877 com o COT e o NT, respectivamente (Tabela 11). Enquanto o sedimento apresenta alta concentração de matéria orgânica, o leito do rio apresenta baixa concentração por conta da baixa capacidade adsorptiva da fração areia (média de 80,86% ±16,80), que predomina nessa porção coletada, representando correlação negativa de -0,893 e -0,877 para o COT e o NT, valores de correlação inversos aos verificados para os sedimentos finos por colinearidade.

O fósforo disponível apresentou valores médios muito próximos entre os dois grupos, com 0,0283 g kg⁻¹ para as coletas no sedimento e 0,0248 g kg⁻¹ para as coletas no leito

do rio. Vale salientar que esse fósforo disponível é a fração do fósforo total que não se encontra adsorvido nos coloides. Como no sedimento os coloides formam agregados com os sedimentos finos e a matéria orgânica, se verifica baixa concentração dessa fração do fósforo disponível, enquanto no leito do rio, onde há reduzida agregação por conta da baixa superfície específica, a baixa concentração de fósforo presente nessa porção se encontra livre.

Tabela 11 - Correlações entre os componentes do sedimento do Reservatório Desterro

	COT	NT	P	FeT	Silte+Argila	Areia
COT	1,000					
NT	0,971**	1,000				
P	0,084	0,125	1,000			
FeT	0,433*	0,396*	-0,028	1,000		
Silte+Argila	-0,893**	0,877**	-0,019	0,436*	1,000	
Areia	-0,893	-0,877**	0,019	-0,436*	-1,000**	1,000

**Correlação significativa a 0,01

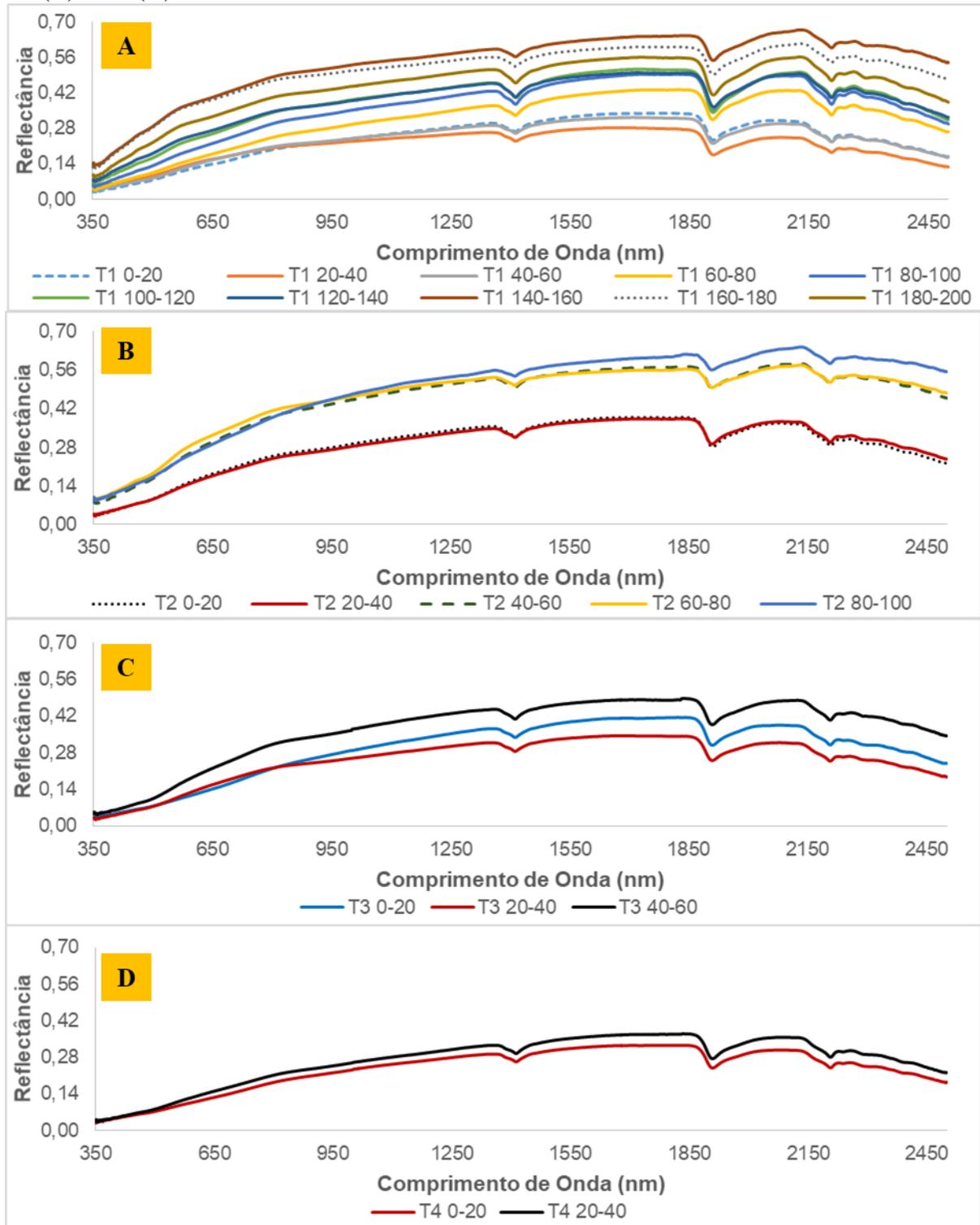
* Correlação significativa a 0,05

No que diz respeito ao FeT, verifica-se que sua concentração média no leito do rio ($0,1719 \pm 0,1428 \text{ g kg}^{-1}$) representa somente 54% do valor médio encontrado no sedimento ($0,3170 \pm 0,1454 \text{ g kg}^{-1}$) (Tabela 10). Essa maior proporção de FeT no sedimento expressa-se na correlação positiva verificada na Tabela 11, com valor de 0,436. Os óxidos de ferro apresentam capacidade adsortiva que favorece a forte associação com as argilas (sedimentos finos), relacionando-se negativamente com a fração areia, como verificado nesse trabalho (TERRA; DEMATTÊ; VISCARA ROSSEL, 2015; SONG *et al.*, 2018).

As curvas espectrais das amostras do sedimento e amostras do material do leito do rio (Figuras 27 e 28), de forma geral, apresentaram o comportamento comum para solos e sedimentos, com menores reflectâncias no espectro do visível (entre 350 e 700) e valores elevados no intervalo do infravermelho próximo (entre 700 e 2500), como descreve Conforti, Matteucci e Buttafuoco (2018).

As zonas de absorção mais evidentes ocorrem nos comprimentos de onda de 1400, 1900 e 2200 nm. A absorção verificada em 1400 resulta da ligação O-H em minerais de argila; a absorção em 1900 é derivada da ligação O-H da água residual nas partículas do sedimento e a absorção em 2200 nm é assinatura espectral de caolinita, sendo quanto mais pronunciada a absorção maior a concentração desse mineral na amostra (VERHEYEN; KISSI; POESEN, 2014; SONG *et al.*, 2018).

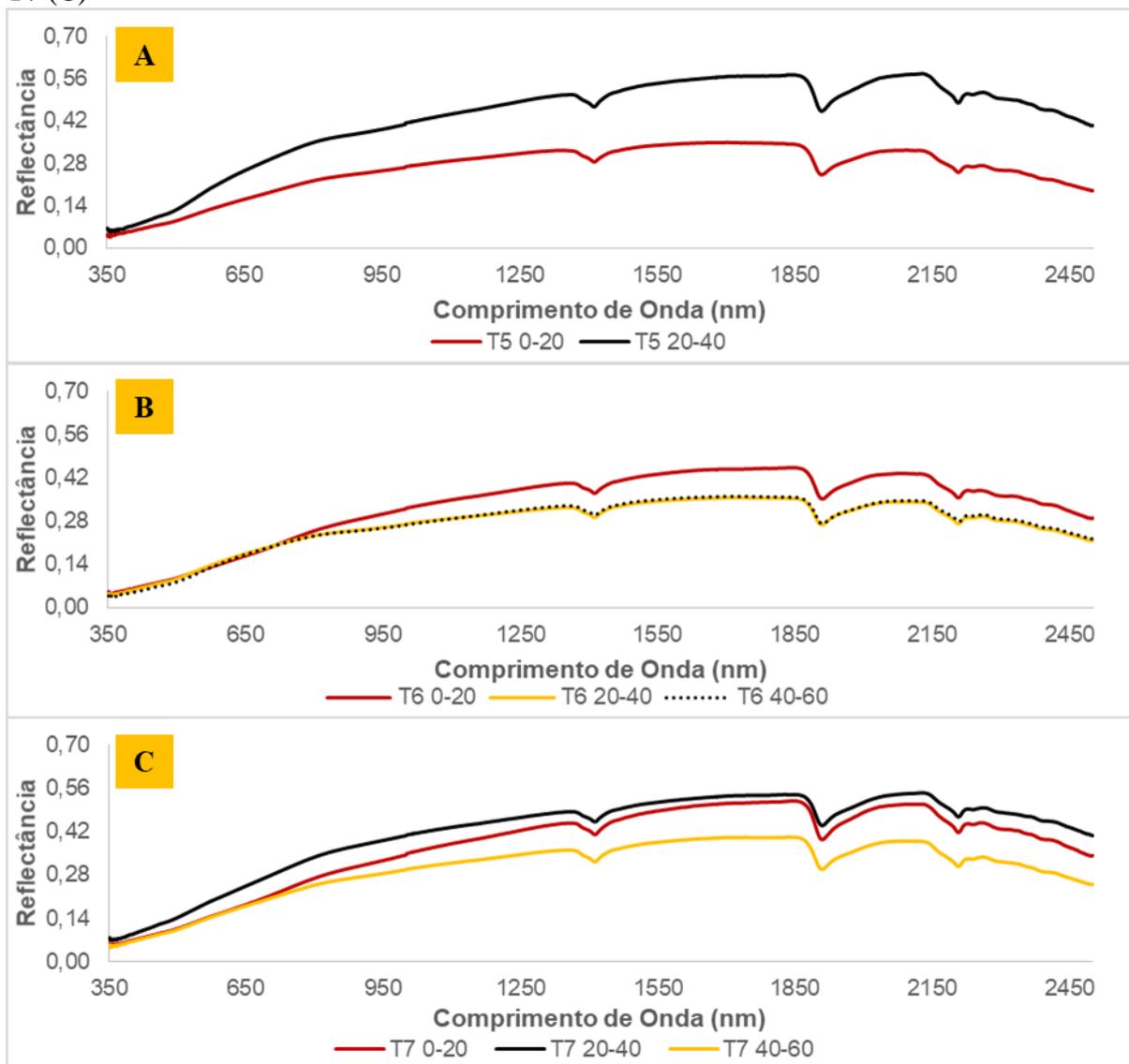
Figura 27 - Comportamentos espectrais referentes às coletas das Trincheiras: T1 (A), T2 (B), T3 (C) e T4 (D)



Evidencia-se que praticamente todas as leituras das camadas mais superficiais (0-20 e 20-40 cm) apresentaram média de reflectância em torno de 30%, excetuando as coletas da T7, enquanto as leituras coletadas no leito do rio apresentam média de reflectância em torno de

40%. Essas leituras apresentaram reflectâncias mais baixas por conta da elevada presença de matéria orgânica e de sedimentos finos em sua composição, que reduzem a reflectância em todo o espectro eletromagnético por conta de sua alta absorbância, como cita Verheyen, Kissi e Poesen (2014). Ao tratarmos do material do leito do rio, o predomínio de areia (composta predominantemente por quartzo) eleva a reflectância em todo o espectro eletromagnético, principalmente quando houver baixa concentração de matéria orgânica (CONFORTI *et al.*, 2013).

Figura 28 - Comportamentos espectrais referentes às coletas das Trincheiras: T5 (A), T6 (B), e T7 (C)

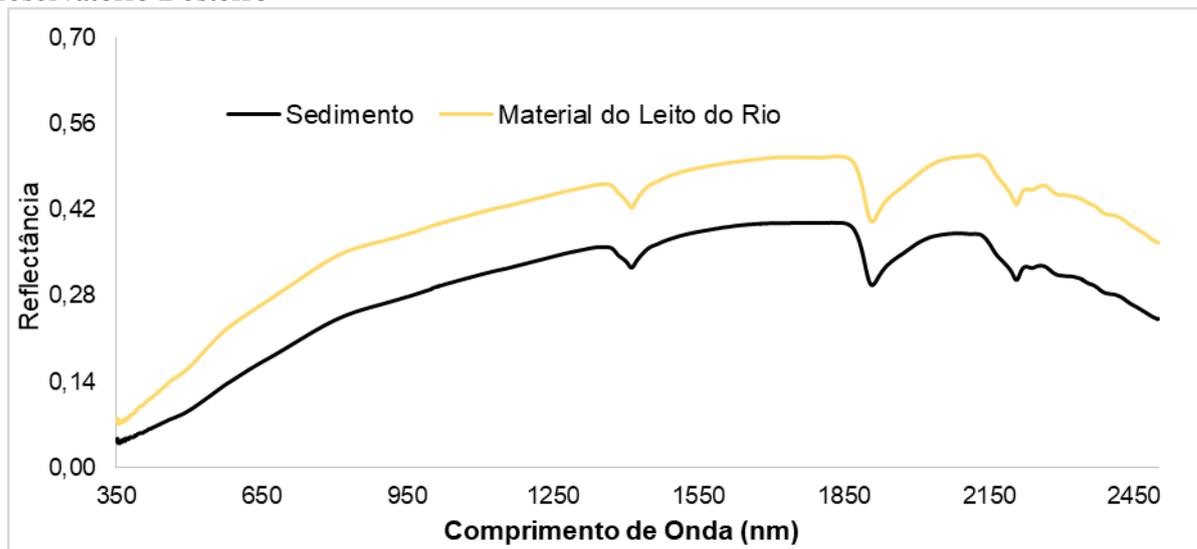


As curvas espectrais que com baixa reflectância apresentam uma diminuição na inclinação da curva entre 500 e 800 nm, característica essa que, de acordo com Conforti,

Matteucci e Buttafuoco (2010), é indicativo da resposta de amostras ricas em matéria orgânica. A ausência de concavidade entre 850 e 900 nm, além da redução na inclinação na curva espectral em 800 nm, de acordo com Belinasso *et al.* (2010), indica a presença de óxidos de ferro na composição da amostra, sendo mais evidenciado nas amostras com alta concentração de sedimentos finos.

A reflectância do material do leito do rio apresentou valores superiores às reflectâncias do sedimento, como pode ser observado na Figura 29, que apresenta a média dos comportamentos espectrais do sedimento e do material do leito do rio.

Figura 29 - Média do comportamento espectral do sedimento e do material do leito do rio do reservatório Desterro



De acordo com Stenberg *et al.* (2010), solos arenosos, por possuírem alta concentração de quartzo e outros silicatos em sua constituição, tendem a apresentar alta reflectância, enquanto solos com alta concentração de matéria orgânica tendem a possuir maior absorbância, reduzindo a reflectância em todo o espectro eletromagnético. Isso esclarece o fato de a reflectância do sedimento ter apresentado reflectância em torno de 10% menor do que a observada em todo o espectro do material do leito do rio.

As primeiras derivadas das reflectâncias, que foram utilizadas nas modelagens, são apresentadas nas Figuras 30 e Figuras 31. Percebe-se a diferença entre os dados de reflectância e o resultado da análise derivativa de primeira ordem: a derivada evidencia os pontos onde há mudanças bruscas da resposta espectral (RUDORFF *et al.*, 2007)

Figura 30 - Primeira derivada da reflectância. T1 (A), T2 (B), T3 (C), T4 (D)

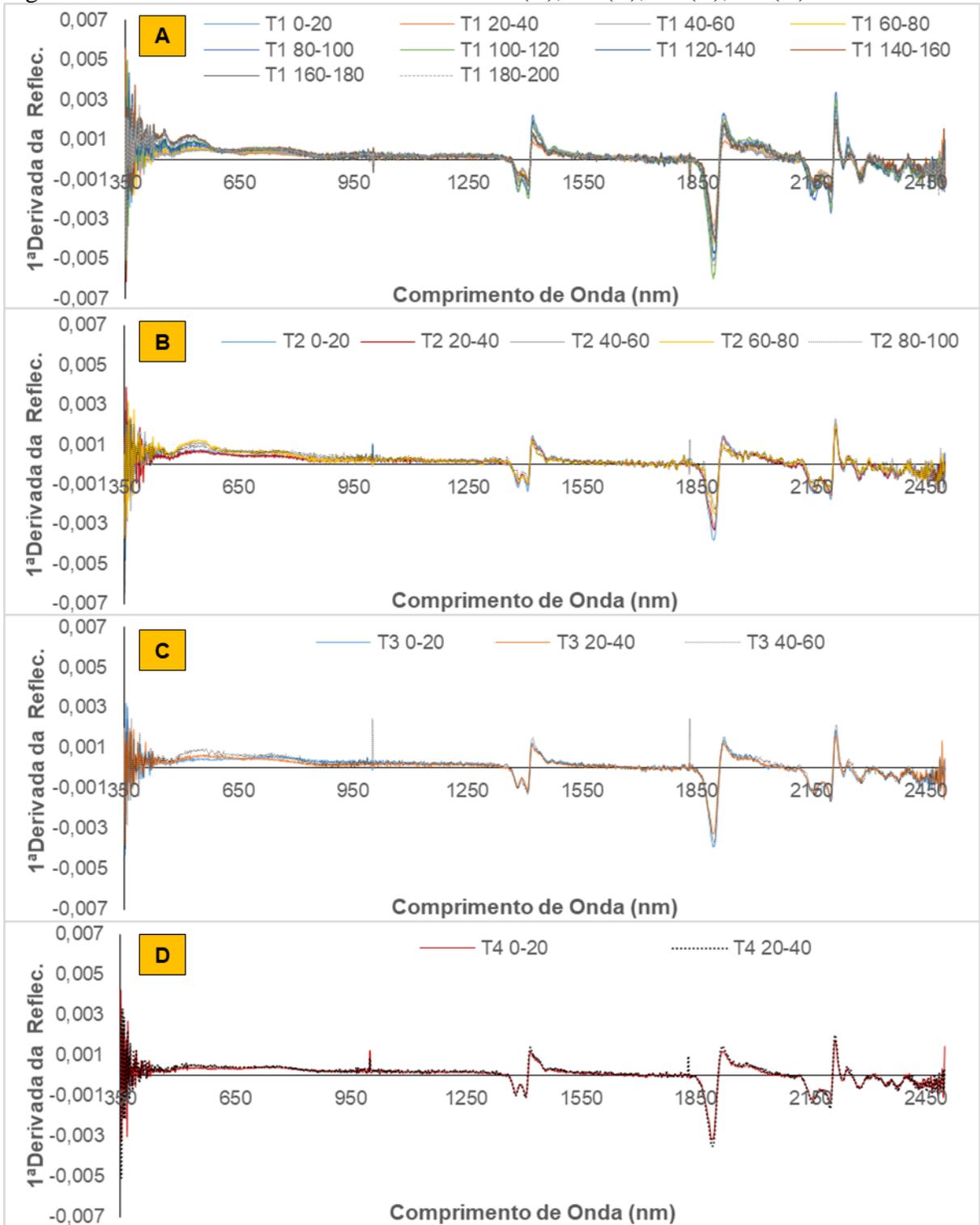
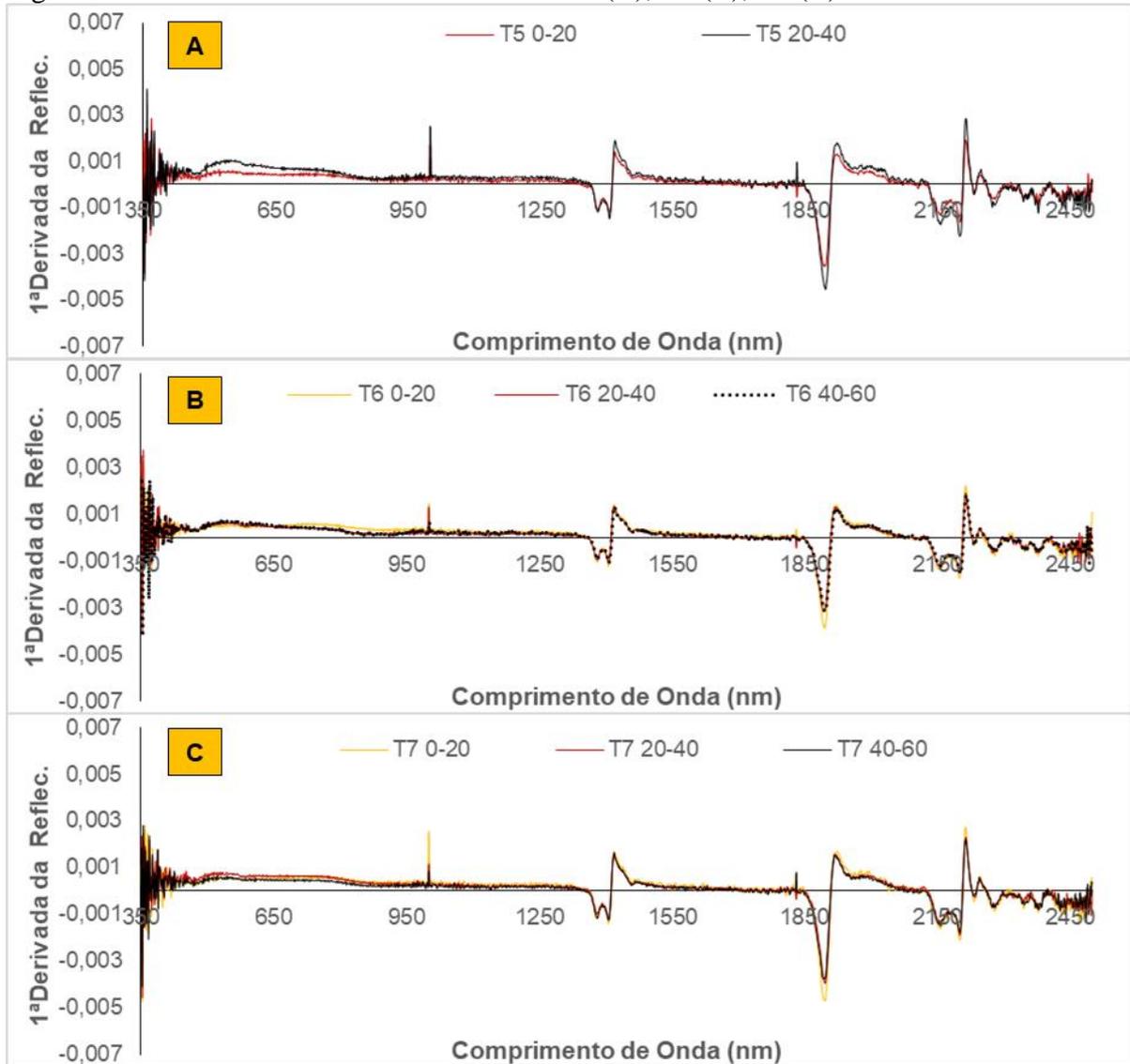


Figura 31 - Primeira derivada da reflectância. T5 (A), T6 (B), T7 (C)

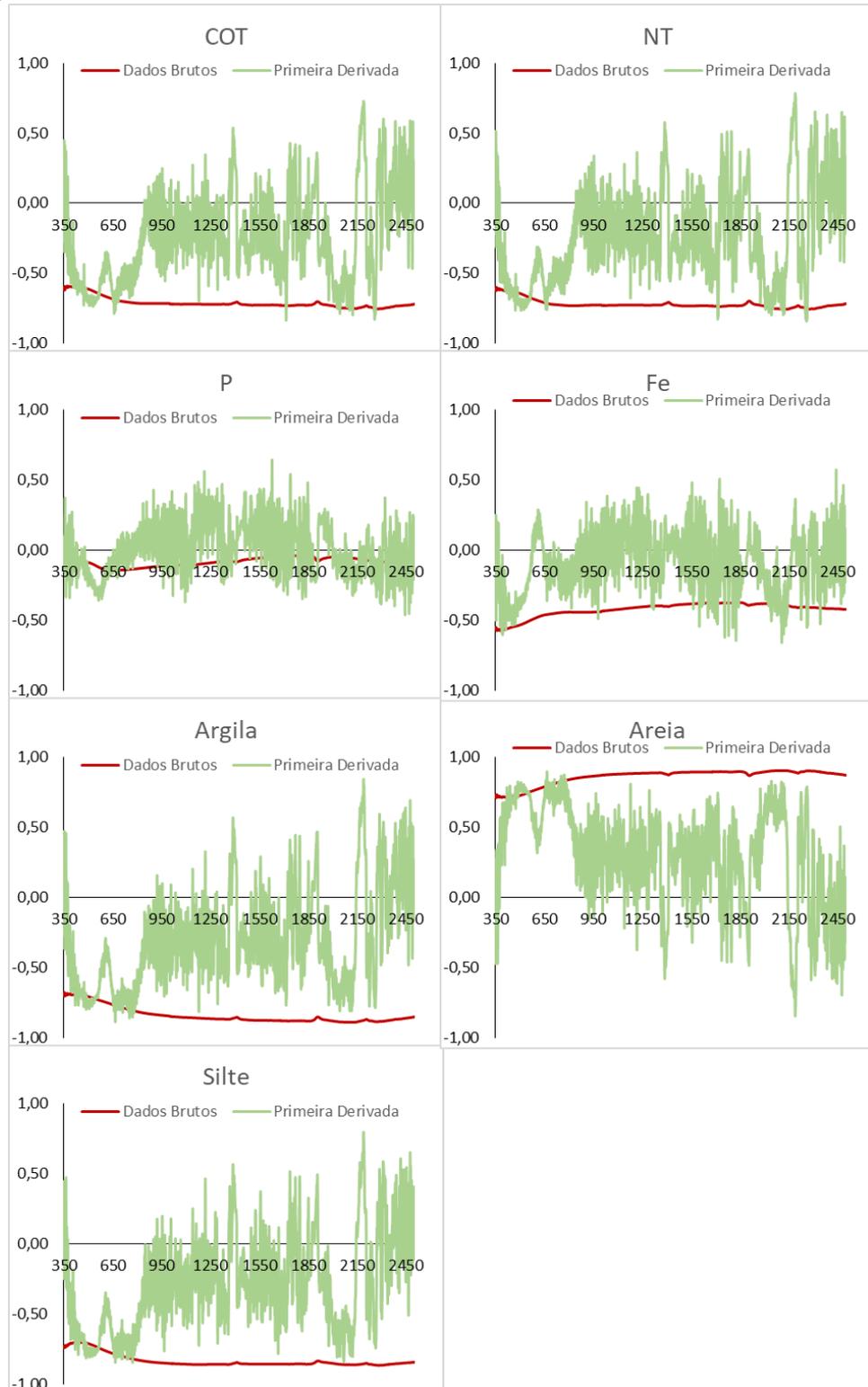


A Figura 32 apresenta os correlogramas entre os resultados físicos e químicos de laboratório com os dados de reflectância sem tratamento (dados brutos) e a primeira derivada da reflectância. Percebe-se que a reflectância sem tratamento apresenta curva do correlograma pouco variável, dificultando, portanto, a seleção de bandas para a modelagem. Comportamento diferente é verificado para a primeira derivada, onde o correlograma apresenta resposta totalmente variada em todo o espectro eletromagnético, auxiliando na detecção de bandas para alimentar o modelo.

Esses correlogramas não foram utilizados para a modelagem dos nutrientes em estudo, uma vez que o método de regressão linear utilizado para a escolha das variáveis que alimentaram os modelos possui algoritmo próprio. Porém, a visualização dos correlogramas

demonstra a importância de trabalhar com a reflectância processada, em vez de trabalhar com a reflectância bruta.

Figura 32 - Correlogramas entre a reflectância bruta e a primeira derivada com o COT, NT, P, FeT, argila, areia e silte



É importante perceber que dentre os correlogramas apresentados, o FeT e o P apresentam baixa variação no correlograma da primeira derivada no intervalo entre -0,5 e 0,5, com correlogramas das mesmas variáveis para as reflectâncias brutas menores que 0,5. Isso indica que não foram identificadas bandas espectrais com alta correlação com essas variáveis.

Os dados referentes às bandas espectrais utilizadas na modelagem para cada variável, bem como os índices de avaliação dos modelos seguem na Tabela 12. Já os gráficos referentes às regressões das calibrações e validações dos modelos são apresentados na Figura 33 e 34.

Tabela 12 - Bandas espectrais, o erro do quadrado médio (REQM), coeficiente de determinação ajustado (R_a^2), coeficiente de Pearson (r) e taxa de desvio de performance (RPD) para os modelos da estimativa das variáveis pelo método PLSR para o reservatório Desterro

Variável	Etapa	Bandas Selecionadas	r	R_a^2	REQM	RPD
COT (g kg ⁻¹)	Calibração		0,9821	0,9583	1,98	2,56
	Validação	1714, 659, 1300, 1179	0,9738	0,9484	7,62	6,70
NT (g kg ⁻¹)	Calibração		0,9803	0,9542	0,24	2,51
	Validação	2259, 666, 1324, 2239	0,9701	0,9309	0,29	2,29
P (g kg ⁻¹)	Calibração	1628, 1739, 2488,	0,9849	0,9617	0,00123	0,21
	Validação	1732, 1252, 1518	0,9666	0,9156	0,00725	0,17
FeT (g kg ⁻¹)	Calibração		0,9801	0,9538	0,311	0,90
	Validação	2107, 578, 1132, 2235	0,9643	0,9177	0,445	0,76
Argila (%)	Calibração		0,9900	0,9766	2,78	12,03
	Validação	666, 2256, 1681, 1851	0,9847	0,9644	3,46	10,79
Areia (%)	Calibração		0,9810	0,9558	5,36	12,15
	Validação	666, 2256, 2469, 2498	0,9740	0,9398	6,27	11,25
Silte (%)	Calibração	772, 2044, 782, 2310,	0,9827	0,9579	1,59	6,53
	Validação	1909	0,9766	0,9438	0,94	6,29

As bandas espectrais utilizadas na modelagem para o COT foram: 1714, 659, 1300 e 1179 nm. O valor de r ($0,97 > r > 0,90$) classifica a correlação como “muito forte”; o modelo classificou-se como “adequado” ($0,94 > R_a^2 > 0,75$) por conta do R_a^2 e por conta do RPD ($6,70 > RPD > 2,00$). Para o NT as bandas selecionadas foram: 2259, 666, 1324 e 2239, com correlação “muito forte” ($0,97 > r > 0,90$) e modelo “adequado” ($0,93 > R_a^2 > 0,75$) ($2,29 > RPD > 2,00$). O P apresentou as bandas: 1628, 1739, 2488, 1732, 1252 e 1518. O modelo demonstrou correlação “muito forte” ($0,96 > r > 0,90$), modelo “adequado” por conta do R_a^2 ($0,91 > R_a^2 > 0,75$), porém modelo “não confiável” para o RPD ($0,17 < RPD < 1,40$). Com relação ao FeT as bandas da modelagem foram as seguintes: 2107,578,1132 e 2235, com

correlação “muito forte” ($0,96 > r > 0,90$), modelo “adequado” por conta do R_a^2 ($0,91 > R_a^2 > 0,75$), e, da mesma forma como para o P, modelo “não confiável” para o RPD ($0,17 < RPD < 1,40$).

Figura 33 - Calibração e validação para os modelos do COT, NT, P e FeT gerados a partir do método PLSR

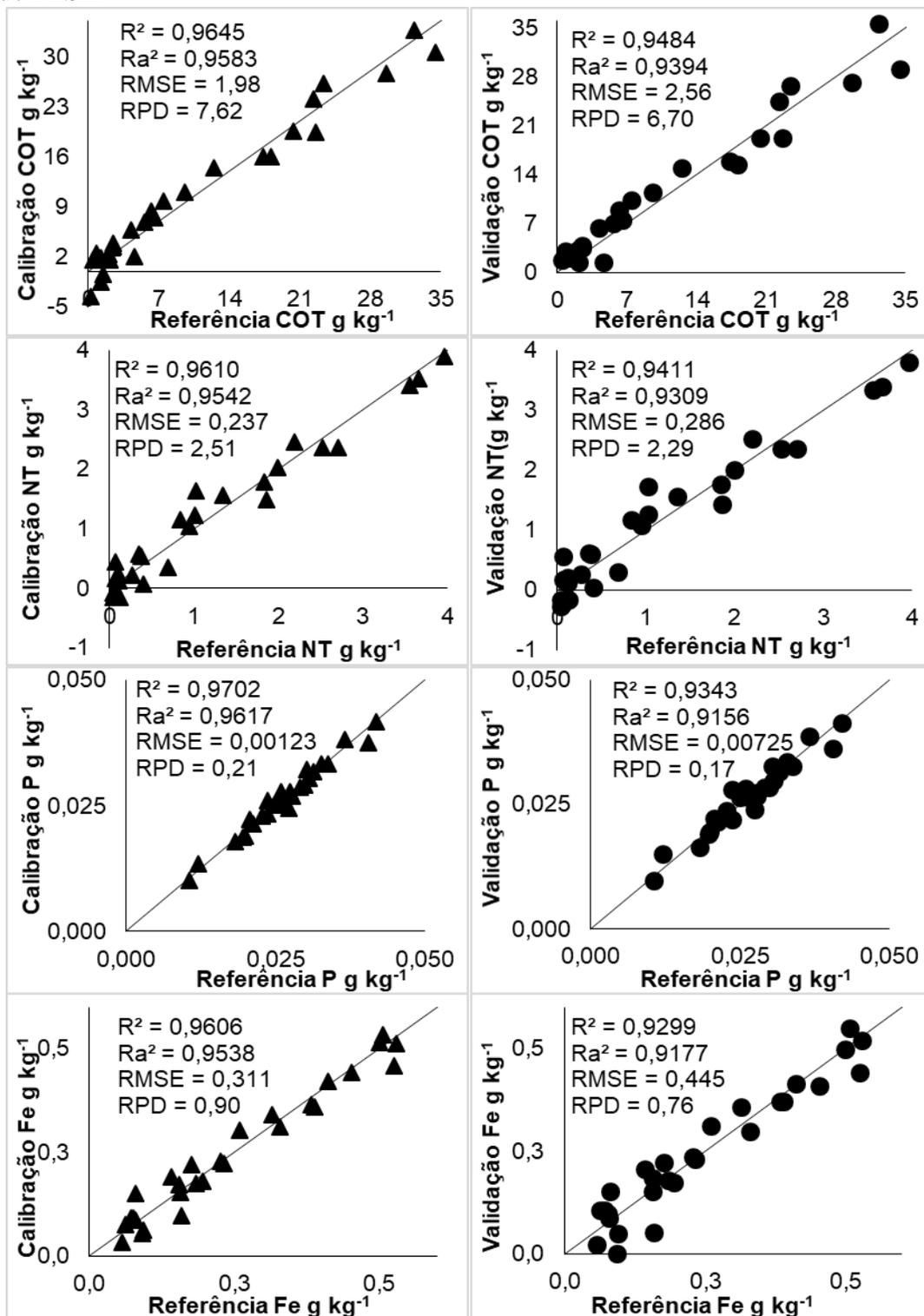
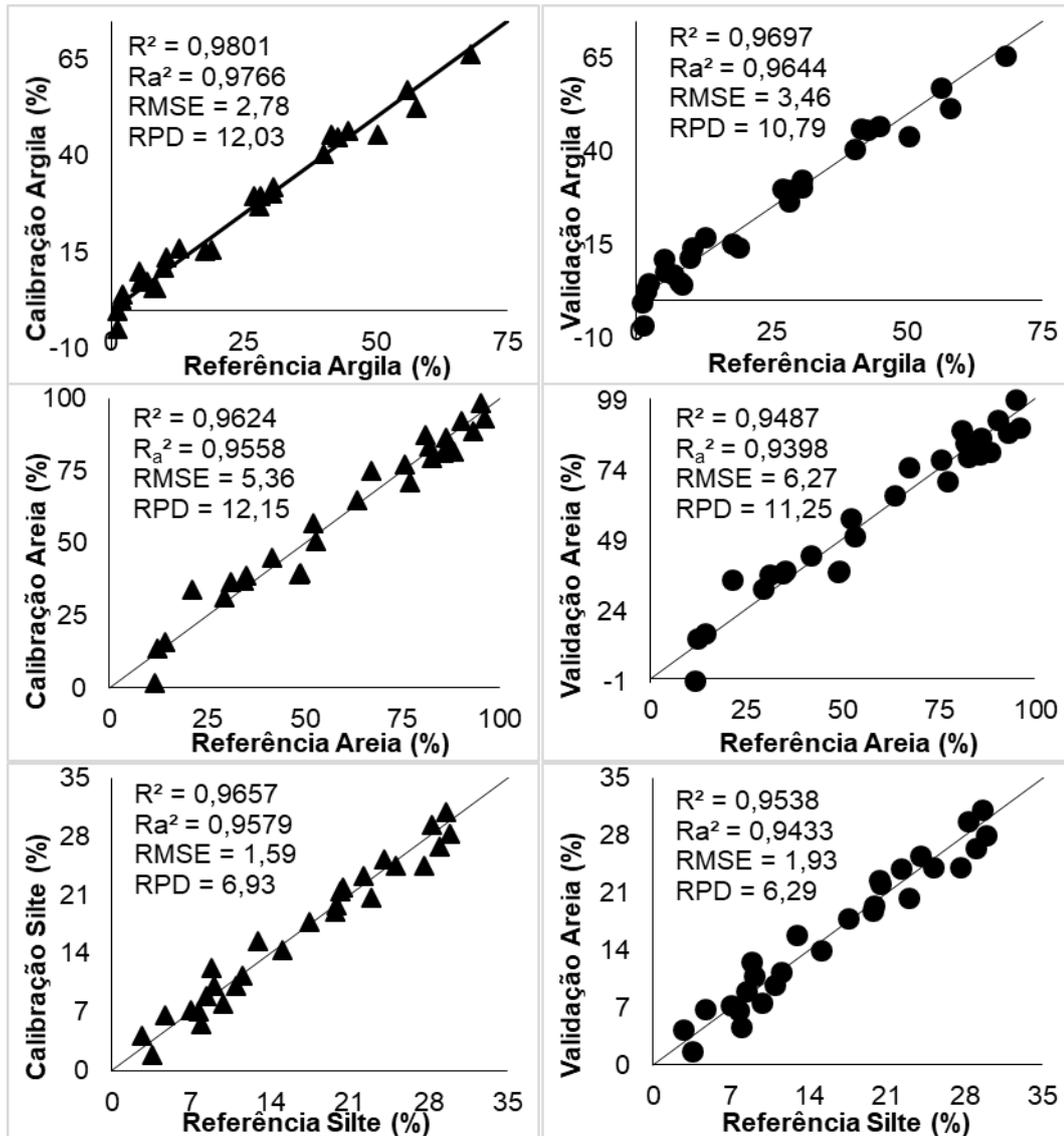


Figura 34 - Calibração e validação dos modelos para a argila, a areia e o silte gerados a partir do método PLSR



Com relação às classes granulométricas, os três modelos apresentaram-se com correlações “muito forte” e “modelos adequados”. Para a argila os valores foram os seguintes: 0,98 para o r , 0,96 para o R_a^2 e RPD igual a 10,79; para a areia foram: 0,98 para o r , 0,95 para o R_a^2 e RPD de 11,25; e por fim o silte com 0,97 de r , 0,94 de R_a^2 e 6,29 de RPD.

Para Zornoza *et al.* (2008) modelos de predição do fósforo disponível não possuem resposta primária no espectro VIS-NIR, sendo necessárias altas relações entre essa variável com a matéria orgânica ou com as frações de argila para gerar bons modelos, o que não foi verificado nesse estudo. Outro ponto importante na geração de bons modelos é uma considerável amplitude nos resultados conhecidos, o que favorece diferentes correlações com o espectro, fato

esse que não ocorreu tanto para o P quanto para o FeT, que apresentaram modelos não confiáveis.

Os outros modelos apresentaram comportamento desejável. O índice RPD avalia a relação entre o desvio padrão e o REQM. Sendo assim, quanto maior o desvio padrão (amostras mais heterogêneas) em relação ao erro, mais diluído estará o erro em relação às amostras, que foi o observado para o COT, o NT, a argila, o silte e a areia. De acordo com Viscara Rossel *et al.* (2006), modelagens do NT a partir da espectroscopia Vis-NIR raramente apresentam melhores performances do que a modelagem do COT, uma vez que esse último é o principal macronutriente da matéria orgânica, sendo a afirmação comprovada pelos resultados do estudo do material aportado no Reservatório Desterro.

As equações de regressão geradas a partir do método PLSR são apresentadas na Tabela 13.

Tabela 13 - Equações de regressão gerados para o COT, NT, P, FeT, argila, areia e silte pelo método PLSR

Variável	Equação de Regressão
COT (g kg⁻¹)	$COT = 23,73 + (1^{a}der1714*-70790,9) + (1^{a}der659*-28827,2) + (1^{a}der1300*96529,73) + (1^{a}der1179*-55362)$
NT (g kg⁻¹)	$NT = 3,94 + (1^{a}der2259*-4286,1) + (1^{a}der666*-6119) + (1^{a}der1324*6494,8) + (1^{a}der2239*-2941,2)$
P (g kg⁻¹)	$P = 0,0007265 + (1^{a}der1628*134,45) + (1^{a}der1739*19,42) + (1^{a}der2488*-8,51) + (1^{a}der1732*-41,04) + (1^{a}der1252*59,41) + (1^{a}der1518*-48,85)$
FeT (g kg⁻¹)	$Fet = -0,08511 + (1^{a}der2107*-1469,4) + (1^{a}der578*968) + (1^{a}der1132*-1119,5) + (1^{a}der2235*-353)$
Argila (%)	$Argila = 87,31 + (1^{a}der666*-104310,2) + (1^{a}der2256*-56153,9) + (1^{a}der1681*-71428,5) + (1^{a}der1851*-46120,5)$
Areia (%)	$Areia = -34,77 + (1^{a}der666*169541,7) + (1^{a}der2256*71136,1) + (1^{a}der2469*-20415,5) + (1^{a}der2498*5261,1)$
Silte (%)	$Silte = 38,96 + (1^{a}der772*-75980,1) + (1^{a}der2044*-20062,5) + (1^{a}der782*44414,2) + (1^{a}der2310*26971,8) + (1^{a}der1909*8749,8)$

6.4 Conclusões

Os comportamentos espectrais do material coletado no leito do rio apresentaram reflectâncias divergentes às coletas de sedimento, com reflectância do primeiro superior em média a 10%.

Os modelos desenvolvidos pelo método PLSR apresentaram-se adequados para o COT, NT, argila, silte e areia, enquanto para o P e para o FeT foram considerados não confiáveis.

O método PLSR mostrou-se uma ferramenta importante e com boa precisão para a estimativa das variáveis no sedimento.

Torna-se necessário a comparação desse método de regressão com outros métodos de predição com o objetivo de avaliar o método mais eficiente, além de utilizar uma amplitude maior de coletas na construção de modelos mais robustos.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A dissertação foi desenvolvida a partir do sedimento e material do leito do rio dragados do constantemente eutrofizado reservatório Desterro, localizado no semiárido brasileiro, região onde predomina o déficit hídrico e exige o monitoramento da quantidade e qualidade adequado ao abastecimento humano. Na primeira parte avaliou-se a distribuição do sedimento ao longo da bacia hidráulica do reservatório, bem como os nutrientes associados a esse sedimento. Na segunda parte buscou-se avaliar um método de regressão linear associado a espectroscopia no espectro do visível e infravermelho próximo (VIS-NIR) na estimativa dos componentes do sedimento, no objetivo de utilizar esse modelo como ferramenta alternativa na gestão dos recursos hídricos por avaliação periódica do sedimento.

O sedimento do reservatório apresentou alta variabilidade em topossequência, como esperado, com nutrientes relacionados intimamente com os sedimentos finos, que compõem a maior porção do sedimento do reservatório, demonstrando que o reservatório possui a capacidade de reter grande parte dos nutrientes aportados juntamente com o sedimento.

Os modelos desenvolvidos para a estimativa dos constituintes do sedimento apresentaram grande potencial de detecção, com alto desempenho para todas variáveis avaliadas, excetuando o Fósforo disponível e o Ferro Total. É importante que sejam testados outros métodos, para que seja possível a escolha do mais adequado para a estimativa das variáveis do reservatório em estudo. É importante também a busca constante de métodos que tornem mais célere o monitoramento do sedimento aportado ao reservatório.

REFERÊNCIAS

- ABELL, J. M.; ÖZKUNDAKCI, D.; HAMILTON, D. P. Nitrogen and Phosphorus Limitation of Phytoplankton Growth in New Zealand Lakes: Implications for Eutrophication Control. **Ecosystems**, v. 13, n. 7, p. 966–977, 2010.
- ABOUABDILLAH, A.; WHITE, M.; ARNOLD, J. G.; DE GIROLAMO, A. M.; OESLATI, O.; MAATAQUI, A.; LO PORTO, A. Evaluation of soil and water conservation measures in a semi-arid river basin in Tunisia using SWAT. **Soil Use and Management**, v. 30, n. 4, p. 539–549, 2014.
- ADELIN, K. R. M.; GOMEZ, C.; GORRETTA, N.; ROGER, J. M. Predictive ability of soil properties to spectral degradation from laboratory Vis-NIR spectroscopy data. **Geoderma**, v. 288, p. 143-153, 2017.
- ALMAJMAIE, A.; HARDIE, M.; ACUNA, T.; BIRCH, C. Evaluation of methods for determining soil aggregate stability. **Soil and Tillage Research**, v. 167, p. 39–45, 2017.
- ALMEIDA, A. M. M.; LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; ALMEIDA, C. L.; OLIVEIRA, L. C. Nutrient Dynamics in bottom sediment of a reservoir in the semi-arid region. **Journal of Experimental Agriculture International**, v. 25, n. 1, p. 1-9, 2017a.
- ALMEIDA, A. Q.; SOUZA, R. M. M. S.; LOUREIRO, D. C.; PEREIRA, D. R.; CRUZ, M. A. S.; VIEIRA, J. S. Modelling the spatial dependence of the rainfall erosivity index in the Brazilian semiarid region. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 52, n. 6, p. 371–379, 2017b.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAVOREK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2014.
- ALVES, T. L. B.; DE AZEVEDO, P. V.; SANTOS, C. A. Influence of climate variability on land degradation (desertification) in the watershed of the upper Paraíba River. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 127, n. 3–4, p. 741–751, fev. 2017.
- ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; PALÁCIO, H. A. Q. O semiárido cearense e suas águas. In: ANDRADE, E. M.; PEREIRA, O. J.; DANTAS, F. E. R. **O Semiárido e o manejo dos recursos naturais**. 2. ed. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2016. cap. 2.
- ANDRADE, E. M.; SENA, M. G. T.; DA SILVA, A. G. R.; PEREIRA, F. J. S.; LOPES, F. B. Uncertainties of the rainfall regime in a tropical semi-arid region: the case of the State of Ceará. **REVISTA AGRO@MBIENTE ON-LINE**, v. 10, n. 2, p. 88, jul. 2016.
- AO, C.; YANG, P.; REN, S.; XING, W.; LI, X.; FENG, X. Efficacy of granular polyacrylamide on runoff, erosion and nitrogen loss at loess slope under rainfall simulation. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 6, 2016.
- ARAÚJO, J. C. Assoreamento em reservatórios do semi-árido: modelagem e validação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 2, p. 39-56, 2003.

ARAÚJO, J. C.; DOLL, O.; GUNTNER, A.; KROL, M.; ABREU, C. B. R.; HAUSCHILD, M.; MENDIONDO, E. M. Water scarcity under scenarios for global climate change and regional development in semiarid northeastern Brazil. **International Water Resources Association**, v. 29, n. 2, p. 209-220, 2004.

ARAÚJO, J. C.; FERNANDES, LIA; MACHADO JÚNIOR, J. C.; OLIVEIRA, M. R. L.; SOUSA, T. C. Sedimentation of Reservoirs in Semiarid Brazil. In: GAISER, T.; KROL, M.; FRISCHKORN, H.; ARAÚJO, J. C. (Eds). **Global Change and Regional Impacts**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. 2003. p. 205–216.

AVRAMIDIS, P.; ILIOPOULOS, G., KONTOPOULOS, N., PANAGIOTARAS, D., BAROUCHAS, P., NIKOLAOU, K., & PAPADOPOULOU, P. Depositional environments, sediment characteristics, palaeoecological analysis and environmental assessment of an internationally protected shallow Mediterranean lagoon, Gialova Lagoon–Navarino Bay, Greece. **Earth and Environmental Science Transactions of the Royal Society of Edinburgh**, v. 105, n. 3, p. 189-206, 2014.

BALDWIN, D. S.; MITCHELL, A. M. The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: a synthesis. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 16, p. 457-467, 2000.

BARROS, K. R. M.; LIMA, H. V.; RODRIGUES, S.; KERN, D. C. Distribuição da porosidade textural e estrutural em solos de Terra Preta Arqueológica. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 47, n. 4, p. 609-615, 2016.

BELLINASSO, H; DEMATTÊ, J. A. M.; ROMEIRO, S. A. Soil spectral library and its use in soil classification. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 861-870, 2010.

BEN-DOR, E.; BANIN, A. Near-infrared analysis as a rapid method to simultaneously evaluate several soil properties. **Soil Science Society of America Journal**, v. 59, n. 2, p. 364-372, 1995.

BERTOL, I.; ENGEL, F. L.; MAFRA, A. L.; BERTOL, O. J.; RITTER, S. R. Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff water and sediments under different soil tillage systems during soybean growth. **Soil and Tillage Research**, v. 94, n. 1, p. 142-150, 2007.

BRAIDA, J. A.; REICHERT, J. M.; VEIGA, M.; REINERT, D. J. Resíduos vegetais na superfície e carbono orgânico do solo e suas relações com a densidade máxima obtida no ensaio Proctor. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 4, 2006.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução n° 454**, novembro de 2012. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>. Acesso em: 20 jun. 2018.

BRASIL. Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste – SUDENE. Nova delimitação do Semiárido brasileiro. Disponível em: <http://sudene.gov.br/planejamento-regional/delimitacao-do-semiarido>. Acesso em: 25 jul. 2018.

BRONSTERT, A.; ARAÚJO, J. C.; BATALLA, R. J.; COSTA, A. C.; DELGADO, J. M.;

FRANCKE, T.; FOERSTER, S.; GUENTNER, A.; LÓPEZ-TARAZÓN, J. A.; MAMEDE, G. L.; MEDEIROS, P. H.; MUELLER, E.; VERICA, D. Process-based modelling of erosion, sediment transport and reservoir siltation in mesoscale semi-arid catchments. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, p. 2001–2018, 2014.

CAMPOS, J. N. B. **Dimensionamento de reservatórios: o método do diagrama triangular de regularização**. 2. ed. Fortaleza, CE: Edições UFC, 2005.

CAMPOS, J. N. B.; LIMA NETO, I. E.; STUDART, T. M. C.; NASCIMENTO, L. S. V. Trade-off between reservoir yield and evaporation losses as a function of lake morphology in semi-arid Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 88, n. 2, p. 1113-1125, 2016.

CASTILLO, C.; GÓMEZ, J. A. A century of gully erosion research: Urgency, complexity and study approaches. **Earth-Science Reviews**, v. 160, p. 300–319, 2016.

CAWSON, J. G.; SHERIDAN, G. J.; SMITH, H. G.; LANE, P. N. J. Effects of fire severity and burn patchiness on hillslope-scale surface runoff, erosion and hydrologic connectivity in a prescribed burn. **Forest Ecology and Management**, v. 310, p. 219–233, 2013.

CHANG, C. W.; LAIRD, D. A.; MAUSBACH, M. J.; HURBURGH, C. R. Near-infrared reflectance spectroscopy–principal components regression analyses of soil properties. **Soil Science Society of America Journal**, v. 65. n. 2, p. 480-490, 2001.

CEARÁ, Secretaria dos Recursos Hídricos (SRH). **Atlas eletrônico dos recursos hídrico**. Disponível em: <http://atlas.srh.ce.gov.br/>. Acesso em: 12 set. 2018.

COGERH – Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Volume Armazenado nos reservatórios**. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/reservatorios/volume/nivel-diario>. Acesso em: 2 fev. 2019.

COGERH – Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Sistema de Qualidade das águas: Estado Trófico**. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/reservatorios/qualidade/eutrofizacao>. Acesso em 02 fev. 2019.

COMINO, J. R.; ISERLOH, T.; LASSU, T.; CERDÀ, A.; KEESTRA, S. D.; PROSDOCIMI, M.; BRINGS, C.; MARZEN, M.; RAMOS, M. C.; SENCIALES, J. M.; SINOVA, J. D. R.; SEEGER, M.; RIES, J. B. Quantitative comparison of initial soil erosion processes and runoff generation in Spanish and German vineyards. **Science of the Total Environment**, v. 565, p. 1165–1174, 2016.

CONFORTI, M.; BUTTAUFUOCO, G.; LEONE, A. P.; AUCELLI, P. P. C.; BOBUSTELLI, G.; SCARCIGLIA, F. Studying the relationship between water-induced soil erosion and soil organic matter using Vis–NIR spectroscopy and geomorphological analysis: A case study in southern Italy. **Catena**, v. 110, p. 44-58, 2013.

CONFORTI, M.; MATTEUCCI, G.; BUTTAUFUOCO, G. Using laboratory Vis-NIR spectroscopy for monitoring some forest soil properties. **Journal of soils and sediments**, v. 18, n. 3, p. 1009-1019, 2018.

COSTA, M. R. A.; ATTAYDE, J. L.; BECKER, V. Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplankton functional groups in tropical semi-arid shallow lakes.

Hydrobiologia, v. 778, n. 1, p. 75–89, 2016.

CRUZ, M. A. S.; SANTOS, L. T. S. O.; LIMA, L. G. L. M.; JESUS, T. B. Caracterização granulométrica e mineralógica dos sedimentos como suporte para análise de contaminação ambiental em nascentes do rio Subaé, Feira de Santana (BA). **Geochimica Brasiliensis**, v. 27, n. 1, p. 49–62, 1 set. 2013.

DANG, D. H.; EVANS, R. D.; DURRIEU, G.; LAYGLON, N.; EL HOUSSAINY, A.; MULLOT, J. U.; GARNIER, C. Quantitative model of carbon and nitrogen isotope composition to highlight phosphorus cycling and sources in coastal sediments (Toulon Bay, France). **Chemosphere**, v. 195, p. 683-692, 2018.

DALAL, R. C.; HENRY, R. J. Simultaneous Determination of Moisture, Organic Carbon, and Total Nitrogen by Near Infrared Reflectance Spectrophotometry 1. **Soil Science Society of America Journal**, v. 50, n. 1, p. 120-123, 1986.

DEFERSHA, M. B.; MELESSE, A. M. Effect of rainfall intensity, slope and antecedent moisture content on sediment concentration and sediment enrichment ratio. **Catena**, v. 90, p. 47-52, 2012.

DUC, N. T.; CRILL, P.; BASTVIKEN, D. Implications of temperature and sediment characteristics on methane formation and oxidation in lake sediments. **Biogeochemistry**, v. 100, n. 1-3, p. 185-196, 2010.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa Solos, 2018.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Brasília, DF. Embrapa Solos, 2012.

FAMIGLIETTI, J. S. The global groundwater crisis. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 11, p. 945, 2014.

FERREIRA, K. C. D.; LOPES, F. B., ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; DA SILVA, G. S. Adaptação do índice de qualidade de água da National Foundation ao semiárido brasileiro. **Revista Ciência Agronômica**, v. 46, p. 277-286, 2015.

FLORENZANO, T. G. **Iniciação em Sensoriamento Remoto**. 4. ed. São Paulo, SP: Oficina de Textos, 2011.

FRÉMION, F.; BORDAS, F.; MOURIER, B.; LENAIN, J. F.; KESTENS, T.; COURTIN-NOMADE, A. Influence of dams on sediment continuity: a study case of a natural metallic contamination. **Science of the Total Environment**, v. 547, p. 282-294, 2016a.

FRÉMION, F.; COURTIN-NOMADE, A.; BORDAS, F.; LENAIN, J. F.; JUGÉ, P.; KESTENS, T.; MOURIER, B. Impact of sediments resuspension on metal solubilization and water quality during recurrent reservoir sluicing management. **Science of the Total Environment**, v. 562, p. 201-215, 2016b.

FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Mapeamento de solos e espelhos d'água do Brasil na escala de 1:250.000**. Fortaleza, CE. Funceme, 2008.

FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Postos Pluviométricos**. Disponível em: http://www.funceme.br/?page_id=2702. Acesso em: 03 jan. 2019.

GÄLMAN, V.; RYDBERG, J.; LUNA, S. S.; BINDLER, R.; RENBERG, I. Carbon and nitrogen loss rates during aging of lake sediment: changes over 27 years studied in varved lake sediment. **Limnology and Oceanography**, v. 53, n. 3, p. 1076-1082, 2008.

GEE, Glendon W.; OR, Dani. 2.4 Particle-size analysis. **Methods of soil analysis: Part 4 physical methods**, v. 5, p. 255-293, 2002.

GUERREIRO, M. J. S.; ANDRADE, E. M.; ABREU, I.; LAJINHA, T. Long-term variation of precipitation indices in Ceará State, Northeast Brazil. **International Journal of Climatology**, v. 33, n. 14, p. 2929-2939, 2013.

HAN, C.; ZHENG, B.; QIN, Y., MA, Y., YANG, C., LIU, Z.; CHI, M. Impact of upstream river inputs and reservoir operation on phosphorus fractions in water-particulate phases in the Three Gorges Reservoir. **Science of The Total Environment**, v. 610, p. 1546-1556, 2018.

HERNÁNDEZ, J.; MEURER, E. J. Adsorção de fósforo e sua relação com formas de ferro em dez solos do Uruguai. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 223-230, 1998.

HERNÁNDEZ-MORA, N.; ITUARTE, L. M.; LA-ROCA, F.; CALLE, A.; SHMIDT, G. Interbasin Water Transfers in Spain: Interregional Conflicts and Governance Responses. In: SCHNEIER-MADANES, G. (Ed.). **Globalized Water**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2014. p. 175–194.

HERNANI, L. C.; KURIHARA, C. H.; SILVA, W. M. Sistemas de manejo de solo e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 145-154, 1999.

HU, Y.; FISTER, W.; KUHN, N. Temporal Variation of SOC Enrichment from Interrill Erosion over Prolonged Rainfall Simulations. **Agriculture**, v. 3, n. 4, p. 726–740, 2013.

KROL, S. M.; DE VRIES, M. K.; VAN OEL, P. R.; ARAÚJO, J. C. Suitability of small reservoir and large scale water availability under current conditions and climate change. **Water Resources Management**, v. 25, p. 3017-3026, 2011.

LI, S. X.; LIU, F. J.; ZHENG, F. Y.; ZUO, Y. G.; HUANG, X. G. Effects of nitrate addition and iron speciation on trace element transfer in coastal food webs under phosphate and iron enrichment. **Chemosphere**, v. 91, n. 11, p. 1486–1494, 2013.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo**. São Paulo, SP: EDUSP, 2005.

LIMA, Y. C. P. **Análise do Assoreamento de um Pequeno Reservatório: Estudo de caso Açude Boqueirão, Aiuaba, CE.** 2010. 85 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2010.

LIMA NETO, I. E.; WIEGAND, M. C.; ARAÚJO, J. C. Sediment redistribution due to a dense reservoir network in a large semi-arid Brazilian basin. **Hydrological Sciences Journal–Journal des Sciences Hydrologiques**, v. 56, n. 2, p. 319-333, 2011.

LIRA, C. C. S. **Modelagem do impacto do manejo do sedimento sobre o nível trófico do Açude Tijuquinha.** 2017. 105 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2017.

LOBERA, G.; BATALLA, T. J.; VERICAT, D.; LÓPEZ-TARAZÓN. Sediment transport in two mediterranean regulated rivers. **Science of the Total Environment**, v. 540, p. 101–113, jan. 2016.

LOPES, F. B.; NOVO, E. V.; BARBOSA, C.; ANDRADE, E. M.; FERREIRA, R. D. Simulation of spectral bands of the MERIS sensor to estimate chlorophyll-a concentrations in a reservoir of the semi-arid region. **Revista Agro@mbiente on-line**, v. 10, n. 2, p. 96, 2016.

LÓPEZ, P.; LÓPEZ-TARAZÓN, J. A.; CASAS-RUIZ, J. P.; POMPEO, M.; ORDOÑEZ, J.; MUÑOZ, I. Sediment size distribution and composition in a reservoir affected by severe water level fluctuations. **Science of the Total Environment**, v. 540, p. 158-167, 2016.

MANNING, A. J.; LANGSTON, W. J.; JONAS, P. J. C. A review of sediment dynamics in the Severn Estuary: influence of flocculation. **Marine Pollution Bulletin**, v. 61, n. 1-3, p. 37-51, 2010.

MARCHINI, D. C.; LING, T. C.; ALVES, M. C.; CRESTANA, S.; SOUTO FILHO, S. N.; ARRUDA, O. G. Matéria orgânica, infiltração e imagens tomográficas de Latossolo em recuperação sob diferentes tipos de manejo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 19, n. 6, 2015.

MARCOLIN, C. D.; KLEIN, V. A. Determinação da densidade relativa do solo por uma função de pedotransferência para a densidade do solo máxima. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 33, n. 2, 2011.

MARZEN, M.; ISERLOH, T.; CASPER, M. C.; RIES, J. B. Quantification of particle detachment by rain splash and wind-driven rain splash. **CATENA**, v. 127, p. 135–141, 2015.

MCBRATNEY, A. B.; SANTOS, M. L. M.; MINASNY, B. On digital soil mapping. **Geoderma**, v. 117, n. 1-2, p. 3-52, 2003.

MILLARES, A.; MOÑINO, A. Sediment yield and transport process assessment from reservoir monitoring in a semi-arid mountainous river. **Hydrological Processes**, v. 32, n. 19, p. 2990-3005, 2018.

MONTANARI, R.; CARVALHO, M. P.; ANDREOTTI, M.; DALCHIOAVON, F. C.; LOVERA, L. H.; HONORATO, M. A. O. Aspectos da produtividade do feijão correlacionados com atributos físicos do solo sob elevado nível tecnológico de manejo.

Revista Brasileira de Ciência do Solo, p. 1811-1822, 2010.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologia de Aplicação**. 3. ed. Viçosa, MG: Editora UFV, 2005.

MORRIS, G. L.; FAN, J. **Reservoir Sedimentation Handbook: Design and Management of Dams, Reservoirs, and Watershed for Sustainable Use**. New York, NY: McGraw-Hill Book Co, 1998.

MOURA-BUENO, J. M.; DALMOLIN, R. S. D.; CATEN, A.; DOTT, A. C.; DEMATTÊ, J. A. Stratification of a local VIS-NIR-SWIR spectral library by homogeneity criteria yields more accurate soil organic carbon predictions. **Geoderma**, v. 337, p. 565-581, 2019.

MUKAKA, Mavuto M. A guide to appropriate use of correlation coefficient in medical research. **Malawi Medical Journal**, v. 24, n. 3, p. 69-71, 2012.

NAVAS, A.; VALERO-GARCÉZ, B.; GASPAR, L.; MACHÍN, J. Reconstructing the history of sediment accumulation in the Yesa reservoir: an approach for management of mountain reservoirs. **Lake and Reservoir Management**, v. 25, n. 1, p. 15-27, 2009.

NEBRASKA. Department of Natural Resources. **Classification of Dams**. Nebraska, NE: Dam Safety Section, 2013.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 4. Ed. São Paulo, SP: Blucher, 2010.

NOYMA, N. P.; MAGALHÃES, L.; FURTADO, L. L.; MUCCI, M.; OOSTERHOUT, F. V.; HUSZAR, V. L. M.; MARINHO, M. M.; LÜRLING, M. Controlling cyanobacterial blooms through effective flocculation and sedimentation with combined use of flocculants and phosphorus adsorbing natural soil and modified clay. **Water Research**, v. 97, p. 26–38, 2016.

ORIHÉL, D. M.; SHINDLER, D. W.; BALLARD, N. C.; GRAHAM, M. D.; O'CONNELL, D. W.; WINSTON, L. R.; VINEBRO, R. D. The “nutrient pump:” Iron-poor sediments fuel low nitrogen-to-phosphorus ratios and cyanobacterial blooms in polymictic lakes: Low iron and polymixis fuel blooms. **Limnology and Oceanography**, v. 60, n. 3, p. 856–871, 2015.

PARSONS, A. J.; BRACKEN, L.; POEPPPI, R. E.; WAINWRIGTH, J.; KEESTRA, S. D. Introduction to special issue on connectivity in water and sediment dynamics: connectivity in water and sediment dynamics. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 40, n. 9, p. 1275–1277, 2015.

PENG, X.; SHI, D.; JIANG, D.; WANG, S.; LI, Y. Runoff erosion process on different underlying surfaces from disturbed soils in the Three Gorges Reservoir Area, China. **CATENA**, v. 123, p. 215–224, 2014.

PETER, S. J.; ARAÚJO, J. C.; ARAÚJO, N. A. M.; HERRMANN, H. J. Flood avalanches in a semiarid basin with a dense reservoir network. **Journal of Hydrology**, v. 512, p. 408–420, 2014.

POESEN, J.; NACHTERGAELE, J. VERSTRAETEN, G.; VALENTIN, C. Gully erosion and environmental change: importance and research needs. **CATENA**, v. 50, n. 2–4, p. 91–133, 2003.

PROSDOCIMI, M.; CERDÀ, A.; TAROLLI, P. Soil water erosion on Mediterranean vineyards: A review. **CATENA**, v. 141, p. 1–21, 2016.

ROCHA, F. C.; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B. Water quality index calculated from biological, physical and chemical attributes. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 1, 2015.

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

ROMERO, E.N.; HIDALGO, J. C. G.; CORTESI, N.; DESIR, G.; GÓMEZ, J. A.; LASANTA, T.; LUCÍA, A.; MARÍN, C.; MURILLO, J. F. M.; PACHECO, E.; BLANCO, A. R.; DÍAZ, A. R.; SINOGA, J. D. R.; TOGUAS, E. V.; CASTRO, M. M. T.; CASTRO, M. T. T.; ÚBEDA, X.; ZABALETA, A. Relationship of runoff, erosion and sediment yield to weather types in the Iberian Peninsula. **Geomorphology**, v. 228, p. 372–381, 2015.

RUDORFF, C. M.; NOVO, E. M. L.; GALVÃO, L. S.; PEREIRA FILHO, W. Análise derivativa de dados hiperespectrais medidos em nível de campo e orbital para caracterizar a composição de águas opticamente complexas na Amazônia. **Acta Amazonica**, v. 37, n. 2, p. 269 – 280, 2007.

SABIR, M. A.; REHMAN, S. S. U.; UMAR, M.; WASCEM, A.; FAROOQ, M.; KHAN, A. R. The Impact of Suspended Sediment Load on Reservoir Siltation and Energy Production: a Case Study of the Indus River and Its Tributaries. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 22, n. 1, 2013.

SANTOS, J. A.; OLIVEIRA, K. F.; ARAÚJO, I. C. S.; AVELINO, I. I. F.; CAJUÍ, K. N. S.; LACERDA, L. D.; MARINS, R. V. 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.

SANTOS, J. C. N.; ANDRADE, E. M.; MEDEIROS, P. H. A.; ARAÚJO NETO, J. R.; PALÁCIO, H. A.; RODRIGUES, R. N. Determinação do fator de cobertura e dos coeficientes da MUSLE em microbacias do semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 1157-1164, 2014a.

SANTOS, J. C. N.; ANDRADE, E. M.; MEDEIROS, P. H. A.; GUERREIRO, M. J. S.; PALÁCIO, H. A. Q. Land use impact on soil erosion at different scales in the Brazilian semi-arid. **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, p. 251-260, 2017.

SANTOS, W. J. R.; CURI, N.; SILVA, S. H. G.; DA FONSECA, S.; DA SILVA, E.; MARQUES, J. J. Detailed soil survey of an experimental watershed representative of the Brazilian Coastal Plains and its practical application. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 38, n. 1, p. 50–60, 2014b.

SCHLEISS, A. J. FRANCA, M. J.; JUEZ, C.; DE CESARE, G. Reservoir sedimentation. **Journal of Hydraulic Research**, v. 54, n. 6, p. 595-614, 2016.

SCHULZ, K.; VOIGT, K.; BEUSCH, C.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; KOWARIK, I.; WALZ, A.; CIERJAKS, A. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 367, p. 62–70, 2016.

SILVA, P. F.; LIMA, J. R. S.; ANTONINO, A. C. D.; SOUZA, R.; SOUZA, E. S.; SILVA, J. R. I.; ALVES, E. M. Seasonal patterns of carbon dioxide, water and energy fluxes over the Caatinga and grassland in the semi-arid region of Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 147, p. 71-82, 2017.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, V. C. L.; SILVA, L. P. Erosivity, surface runoff, and soil erosion estimation using GIS-coupled runoff–erosion model in the Mamuaba catchment, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 11, p. 8977–8990, 2013.

SMOLDERS, A.; ROELOFS, J. G. M. Sulphate-mediated iron limitation and eutrophication in aquatic ecosystems. **Aquatic Botany**, v. 46, n. 3–4, p. 247–253, 1993.

SOARES, M. D. R.; CAMPOS, M. C. C.; OLIVEIRA, I. A.; CUNHA, J. M.; SANTOS, L. A. C.; FONSECA, J. S.; SOUZA, Z. M. Atributos físicos do solo em áreas sob diferentes sistemas de usos na região de Manicoré, AM. **Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 59, n. 1, p. 9-15, 2016.

SONG, B.; GONG, J.; LIANG, J.; XU, P.; LIU, Z.; YE, S. Evaluation methods for assessing effectiveness of in situ remediation of soil and sediment contaminated with organic pollutants and heavy metals. **Environment international**, v. 105, p. 43-55, 2017.

SONG, Y.; LI, J.; MAO, C.; LI, T.; FENG, Y. The estimation of heavy metals in rivers sediments in Changjiang River Delta by visible/near infrared (Vis/NIR) spectroscopy. **Fresenius Environmental Bulletin**, v. 27, n. 9, p. 6184-6194, 2018.

SOUZA, J. O. P.; CORREA, A. C. B.; BRIERLEY, G. J. An approach to assess the impact of landscape connectivity and effective catchment area upon bedload sediment flux in Saco Creek Watershed, Semiarid Brazil. **CATENA**, v. 138, p. 13–29, 2016.

STÅHLBERG, C.; BASTVIKEN, D.; SVENSSON, B. H.; RAHM, L. Mineralisation of organic matter in coastal sediments at different frequency and duration of resuspension. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 70, n. 1-2, p. 317-325, 2006.

STENBERG, B.; VISCARA ROSSEL, R. A.; MOUAZEN, A. M.; WETTERLIND, J. Visible and near infrared spectroscopy in soil science. **Advances in agronomy**. Academic Press, vol. 107, p. 163-215, 2010.

TANG, X.; WU, M.; LI, R. Distribution, sedimentation, and bioavailability of particulate phosphorus in the mainstream of the Three Gorges Reservoir. **Water research**, v. 140, p. 44-55, 2018.

- TOLEDO, C. E.; ARAÚJO, J. C.; ALMEIDA, C. L. The use of remote-sensing techniques to monitor dense reservoir networks in the Brazilian semiarid region. **International Journal of Remote Sensing**, v. 35, n. 10, p. 3683–3699, 2014.
- TERRA, F. S.; DEMATTÊ, J. A. M.; VISCARA ROSSEL, R. A. Spectral libraries for quantitative analyses of tropical Brazilian soils: Comparing vis–NIR and mid-IR reflectance data. **Geoderma**, v. 255, p. 81-93, 2015.
- VAN DE BROEK, M.; GOVERS, G. Quantification of organic carbon concentrations and stocks of tidal marsh sediments via mid-infrared spectroscopy. **Geoderma**, v. 337, p. 555-564, 2019.
- VANWALLEGHEM, T; GÓMEZ, J. A.; AMATE, J. I.; MOLINA, M. G.; VANDERLINDEN, K. Impact of historical land use and soil management change on soil erosion and agricultural sustainability during the Anthropocene. **Anthropocene**, v. 17, p. 13–29, 2017.
- VERDE, N.; MALLINIS, G.; TSAKIRI-STRATI, M.; GEORDIADIS, C.; PATIAS, P. Assessment of radiometric resolution impact on remote sensing data classification accuracy. **Remote Sensing**, v. 10, n. 8, p. 1267, 2018.
- VERHEYEN, D.; KISSI, E.; POESEN, J. The use of visible and near-infrared reflectance measurements for identifying the source of suspended sediment in rivers and comparison with geochemical fingerprinting. **Journal of soils and sediments**, v. 14, n. 11, p. 1869-1885, 2014.
- VIEIRA, R. M. S. P.; TOMASELLA, J.; ALVALÁ, R. C. C.; SESTINI, M. F.; AFFONSO, A. G. Identifying areas susceptible to desertification in the Brazilian northeast. **Solid Earth**, v. 6, n. 1, p. 347–360, 2015.
- VISCARA ROSSEL, R. A. V.; BEHRENS, T. Using data mining to model and interpret soil diffuse reflectance spectra. **Geoderma**, v. 158, n. 1-2, p. 46-54, 2010.
- VISCARA ROSSEL, R. A. V.; WALVOORT, D. J. J.; MCBRATNEY, A. B.; JANIK, L. J.; SKJEMSFAD, J. O. Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. **Geoderma**, v. 131, n. 1-2, p. 59-75, 2006.
- WEI, X.; HAN, L.; GAO, B.; ZHOU, H.; LU, J.; WAN, X. Distribution, bioavailability, and potential risk assessment of the metals in tributary sediments of Three Gorges Reservoir: the impact of water impoundment. **Ecological indicators**, v. 61, p. 667-675, 2016.
- WU, Y. W. X.; ZHOU, J.; BING, H.; SUN, H.; WANG, J. 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, S.; ZHAO, Y.; WANG, M.; SHI, X. Comparison of multivariate methods for estimating selected soil properties from intact soil cores of paddy fields by Vis–NIR spectroscopy. **Geoderma**, v. 310, p. 29-43, 2018.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in soil science and plant analysis**, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, 1988.

ZHANG, L.; WANG, J.; BAI, Z.; LV, C. Effects of vegetation on runoff and soil erosion on reclaimed land in an opencast coal-mine dump in a loess area. **CATENA**, v. 128, p. 44–53, 2015.

ZHANG, W.; JIN, X.; LIU, D.; LANG, C.; SHAN, B. Temporal and spatial variation of nitrogen and phosphorus and eutrophication assessment for a typical arid river — Fuyang River in northern China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 55, p. 41–48, 2017.

ZHANG, X.; YU, G. Q.; LI, Z. B.; LI, P. Experimental Study on Slope Runoff, Erosion and Sediment under Different Vegetation Types. **Water Resources Management**, v. 28, n. 9, p. 2415–2433, 2014.

ZHOU, J.; FU, B.; GAO, G.; LÜ, Y.; LIU, Y.; LÜ, N.; WANG, S. Effects of precipitation and restoration vegetation on soil erosion in a semi-arid environment in the Loess Plateau, China. **CATENA**, v. 137, p. 1–11, 2016.

ZORNOZA, R.; GUERRERO, C.; MATAIX-SOLERA, J.; SCOW, K. M.; ARCENEGUIM V.; MATAIX-BENEYTO, J. Near infrared spectroscopy for determination of various physical, chemical and biochemical properties in Mediterranean soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, n. 7, p. 1923-1930, 2008.