



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

BRENDA BEZERRA BRAGA

**POTENCIAL DE REUSO DE SEDIMENTO ASSOREADO EM AÇUDES NA
AGRICULTURA IRRIGADANA BACIA HIDROGRÁFICA DO BANABUIÚ**

FORTALEZA

2019

BRENNDA BEZERRA BRAGA

POTENCIAL DE REUSO DE SEDIMENTO ASSOREADO EM AÇUDES NA
AGRICULTURA IRRIGADA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO BANABUIÚ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Orientador: Prof. Dr. Pedro Henrique Augusto Medeiros

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)

- B792p Braga, Brennda Bezerra.
Potencial de reuso de sedimento assoreado em açudes na agricultura irrigada na bacia hidrográfica do Banabuiú / Brennda Bezerra Braga. – 2019.
70 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. Pedro Henrique Augusto Medeiros.
1. Sedimentação de Reservatórios. 2. Reutilização de Sedimentos. 3. Fertilizantes. 4. Semiárido. 5. Análise Custo-Benefício. I. Título.

CDD 630

BRENNDA BEZERRA BRAGA

POTENCIAL DE REUSO DE SEDIMENTO ASSOREADO EM AÇUDES NA
AGRICULTURA IRRIGADA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO BANABUIÚ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de Concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Aprovado em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Pedro Henrique Augusto Medeiros (Orientador)
Instituto Federal do Ceará (IFCE)

Prof. Dr. Carlos Alexandre Gomes Costa
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. George Leite Mamede
Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira (UNILAB)

Prof. Dr. Cristiano Poletto
Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

A Deus, ao meu avô (in memoriam), aos meus pais, meu noivo e a minha afilhada.

AGRADECIMENTOS

A Deus, meu pai celestial, pela força, saúde e bênçãos.

Aos meus amados pais, Jair Junior e Fabíola pelo carinho e apoio durante toda a minha vida. Ao meu melhor amigo, colega de profissão, consultor, companheiro e de quebra noivo, Rodrigo Mendes, por me fazer feliz todos os dias e acreditar em mim até nos meus piores dias. A luz da minha vida, minha sobrinha e filha postiça, Ana Sophia, por ter trazido para toda a minha família uma felicidade sem tamanho e sem explicação. Ao meu avô, que foi a primeira pessoa a acreditar em mim. Sei que o senhor está cuidando de mim e nunca vou esquecê-lo.

Ao Prof. Pedro Henrique, meu orientador, pela paciência na orientação e incentivo que tornaram possível a conclusão deste trabalho. Agradeço por crer em meu trabalho e pelas oportunidades ofertadas.

Aos professores do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, pelas sugestões ao longo de toda esta pesquisa, pelo suporte e pela ótima amizade.

Às minhas grandes amigas Cintya, Naiara e Ketsia, que estão do meu lado a mais de uma década, me encorajando em todos os momentos desta jornada. Agradeço as conversas, gargalhadas, festas, companheirismo, afeto e muita amizade.

Aos meus colegas do Laboratório de Hidrologia do IFCE-Maracanaú, Tati, Bruno, Murilo, Paulilo, Thayslan, Fabiano, Camila e toda equipe do projeto RESED, por terem feito uma equipe de trabalho incrível e por sempre estarem dispostos a me ajudar.

Aos meus colegas de turma do programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Gláuber, Erich, Gabriela, Juarez, Raí, em especial, ao pessoal da disciplina de programação, Thales, Reuel, Márcio, Amnon, Thiago, pela parceria e apoio, todos vocês fizeram tudo ficar mais leve e feliz.

Ao Prof. Franklin e aos meninos do Laboratório de Fisiologia Vegetal do IFCE-Maracanaú, pois foi onde essa longa jornada científica começou. Aos ex-colegas de trabalho da FUNCEME, aos meus colegas de mestrado e de faculdade.

Aos professores convidados da banca examinadora prof. Carlos Alexandre, George Mamede e Cristiano Poletto, pela gentileza de terem aceitado o convite, pelo tempo, pelas valiosas colaborações e sugestões.

À CAPES, pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de mestrado.

“O sedimento é um recurso natural que fornece a base para viver, trabalhar e construir em áreas de delta de terras baixas. Uma sociedade sustentável, portanto, reutiliza o material dragado como um recurso valioso”. (BRILIS et al., 2014).

RESUMO

Em regiões semiáridas, a disponibilidade de água é ameaçada de forma quantitativa e qualitativa pela sedimentação do reservatório. Diversos estudos têm proposto a reutilização de sedimentos, assoreados em reservatórios, como fertilizantes, transformando assim sedimentos enriquecidos com nutrientes, em materiais primas em campos agrícolas. Neste trabalho, o potencial de reutilização de sedimentos como fonte de nutrientes para a agricultura foi avaliado em uma bacia semiárida de meso-escala no Brasil, onde 1.029 reservatórios foram identificados. O assoreamento foi quantificado para toda a rede de reservatórios, apresentando uma deposição total de sedimentos de 7×10^5 toneladas.ano⁻¹. As características físicas e químicas dos sedimentos foram estimadas a partir de um levantamento realizado em quatro reservatórios (Marengo, São Joaquim, São Nicolau e Fogareiro), dos quais se observou um enriquecimento de nutrientes em relação aos solos da bacia. O potencial de reutilização de sedimentos como fertilizante foi avaliado para a cultura de milho (*Zea mays* L.) e a massa de sedimentos necessária para fertilizar o solo foi calculada considerando o nitrogênio como nutriente limitante, onde a demanda da cultura foi totalmente fornecida pelo sedimento. Para analisar a viabilidade econômica da prática proposta, os custos resultantes da aplicação desta técnica foram comparados aos obtidos se a área fosse fertilizada por meios tradicionais. Na área de estudo, onde os reservatórios secam com frequência e os sedimentos podem ser removidos por escavação regular, a adubação do solo com a técnica de reutilização de sedimentos apresenta custos inferiores aos observados para aplicação de fertilizantes químicos comerciais. A economia com a fertilização do solo com a técnica de reutilização de sedimentos pode chegar a 28%, contudo custos até 9% maiores podem ser obtidos caso sejam utilizados sedimentos com baixo teor de nutrientes. De acordo com as condições locais e os custos de fertilização, os sedimentos com teor de nitrogênio acima de $1,5 \text{ g.kg}^{-1}$ são eficientes como fonte de nitrogênio. Ademais, análises físico-químicas são recomendadas não apenas para definir a massa de sedimento a ser utilizada como fertilizante, mas também para identificar qualquer restrição à aplicação da prática. Por exemplo, o sedimento de um dos reservatórios da área de estudo (açude Marengo) apresentou uma alta taxa de adsorção de sódio, o que pode contribuir para a salinização do solo e, portanto, não é recomendado como fonte de nutrientes para o setor agrícola.

Palavras-chave: Sedimentação de Reservatórios. Reutilização de Sedimentos. Fertilizantes. Semiárido. Análise Custo-Benefício.

ABSTRACT

In semi-arid regions, water availability is endangered in a quantitative and qualitative manner by reservoir sedimentation. Several studies have proposed the reuse of sediment silted in reservoirs as fertilizer, thus transforming nutrient-enriched sediments from waste (in reservoirs) into resource (in agricultural fields). In this work, the potential of reusing sediment as nutrient source for the agricultural sector was assessed in a meso-scale semiarid basin in Brazil, where 1,029 reservoirs were identified. Sedimentation was modelled for the entire reservoir network, accounting for a total sediment deposition of 7×10^5 tons.y⁻¹. The sediment physical and chemical characteristics were estimated based on a survey carried out in four reservoirs, from which a nutrient enrichment was observed in relation to the soils of the basin. The potential of reusing sediment as fertilizer was assessed for maize crops (*Zea mays L.*) and the sediment mass required to fertilize the soil was computed considering nitrogen as the limiting nutrient, so that the crop requirement would be fully provided by the sediment. To analyse the economic feasibility of the proposed practice, the costs resulting from the application of this technique were compared to those obtained if the area was fertilized by traditional means. In the study area, where reservoirs fall dry frequently and sediments can be removed by regular excavation, soil fertilization with the sediment reuse technique presents lower costs than those observed for application of commercial chemical fertilizers. Savings with soil fertilization with the sediment reuse technique can be as high as 25 %, but costs up to 9 % higher can be obtained if sediment with low nutrient content is used. According to the local conditions and fertilization costs, sediments with nitrogen content above 1.5 g.kg⁻¹ are cost efficient as nitrogen source. However, physicochemical analyses are recommended not only to define the mass of sediment to be used as fertilizer, but also to identify any constraint to the application of the practice. For instance, the sediment of one of the reservoirs in the study area presented a high sodium adsorption ratio, which can contribute to soil salinization and, therefore, is not recommended as nutrient source for the agricultural sector.

Keywords: Reservoir Sedimentation. Sediment Reuse. Fertilizer. Semiarid. Cost-Benefit Analysis.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	– Formação de depósitos de sedimentos em reservatórios	17
Figura 2	– Esquema de concepção do modelo HIDROSED	20
Figura 3	– Fluxograma do modelo HIDROSED	21
Figura 4	– Localização geográfica da área de estudo	25
Figura 5	– Tipos de solo da bacia do Banabuiú	26
Figura 6	– Mapa de Localização dos Pontos de Coleta do sedimento	29
Figura 7	– Distância Média de Transporte da BHB	36
Figura 8	– Boxplot das características físico-químicas dos sedimentos e solo da região: a) pH; b) matéria orgânica; c) condutividade elétrica; d) razão de adsorção do sódio; e) cálcio; f) magnésio; g) nitrogênio; h) potássio; i) fósforo assimilável. Marengo (MA), São Nicolau (SN), São Joaquim (SJ) e Fogareiro (FO) e solo da região (S)	39
Figura 9	– Correlações entre as características físicos-químicas dos sedimentos e os tempos de residência da água: a) pH; b) cálcio; c) magnésio; d) condutividade elétrica; e) razão de adsorção de sódio; f) matéria orgânica; g) nitrogênio; h) potássio; i) fósforo. As figuras j, k e l apresentam a correlação entre o teor de fósforo	46
Figura 10	– Mapa de Aptidão Agrícola da Bacia Hidrográfica do Banabuiú, Ceará, Brasil	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Aptidão Agrícola da bacia hidrográfica do Banabuiú	32
Tabela 2 – Extração média de nutrientes pela cultura do milho destinada a produção de grãos e silagem de diferentes níveis de produtividade	34
Tabela 3 – Preço dos fertilizantes químicos comerciais para adubação agrícola	36
Tabela 4 – Resultados das análises físicas dos sedimentos dos reservatórios avaliados ...	44
Tabela 5 – Características Hidrológicas dos reservatórios estudados	45
Tabela 6 – Massa de sedimento necessária para atender as exigências nutricionais do milho na produção de grãos com alto rendimento	53
Tabela 7 – Área potencialmente fertilizada com a técnica de reutilização de sedimentos considerando a massa de sedimentos de todos os reservatórios da bacia do rio Banabuiú e as características dos sedimentos dos quatro reservatórios estudados	54
Tabela 8 – Custos da fertilização nitrogenada dos solos pelo sedimento para atender a requisição nutricional do milho	56
Tabela 9 – Custos da fertilização comercial complementar (aquisição e transporte) e custo total do reuso de sedimento para atender a requisição nutricional do milho	56
Tabela 10 – Custos totais da fertilização química (compra e transporte) do solo para atender a requisição nutricional do milho	57

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
CAV	Cota-Área-Volume
COGERH	Companhia de Gestão de Recursos Hídricos
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SDR	Sediment Delivery Ratio
USLE	Universal Soil Loss Equation

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS.....	15
3	REVISÃO DE LITERATURA	15
3.3	Processos Erosivos	16
3.4	Assoreamento em reservatórios superficiais.....	17
3.5	Assoreamento na região semiárida brasileira.....	19
3.6	Métodos de Quantificação do Assoreamento em Reservatórios	20
3.6.1	<i>Levantamentos Batimétricos.....</i>	20
3.6.2	<i>Modelo HIDROSED</i>	20
3.6.3	<i>Modelo Simplificado de Lima Neto et al. (2011)</i>	22
3.7	Nutrientes no sedimento.....	23
3.8	Reuso de sedimento	24
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	25
4.1	Área de estudo	25
4.2	Estimativa do assoreamento de açudes na bacia do Banabuiú	27
4.3	Características físico-químicas do solo da bacia hidrográfica do Banabuiú	29
4.4	Características físico-químicas do sedimento dos reservatórios estudados..	30
4.5	Cálculo do Tempo de Residência da Água (Tw).....	31
4.6	Mapeamento de áreas com aptidão agrícola da bacia do Banabuiú	33
4.7	Adubação dos solos com sedimento para a cultura do milho.....	33
4.8	Análise Custo-Benefício do reuso de sedimentos.....	36
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	38
5.1	Estimativa do assoreamento de açudes na BHB	38
5.2	Características físico-químicas do sedimento dos reservatórios estudados e do solo da região	39
5.3	Tempo de residência da água (Tw).....	45

5.4	Adubação dos solos com sedimento para a cultura do milho	52
5.5	Mapeamento de áreas com aptidão agrícola da BHB.....	55
5.6	Análise custo-benefício do reuso de sedimentos	56
6	CONCLUSÃO	59
	REFERÊNCIAS	61

1 INTRODUÇÃO

Devido a elevada variabilidade climática da região semiárida brasileira, marcada por prolongados períodos de estiagem, se desenvolveu nessas regiões uma forte política de enfrentamento e convivência com a seca. Dentre as alternativas para superar esses períodos, o armazenamento hídrico, pela construção de grandes reservatórios superficiais, tornou-se uma prática comum, por ser mais viável e por possuir maior abrangência. Segundo Araújo (2003), no Ceará, 93% da água ofertada a população vêm de açudes.

Todavia, a capacidade de armazenamento e a qualidade da água desses reservatórios está sendo comprometida, devido aos sedimentos carregados e depositados para dentro da bacia hidráulica dos açudes do semiárido (ARAÚJO; KNIGHT, 2005; ARAÚJO; GÜNTNER; BRONSTERT, 2006). A tendência geral é que o assoreamento provoque o aumento das perdas por evaporação (pois torna o reservatório mais raso) e das perdas de água por vertimento (devido a redução da capacidade acumulativa do reservatório). Ainda, segundo Mamede (2008), o processo de sedimentação pode ocasionar também a obstrução das entradas de água, deposição de sedimentos na região do delta e assoreamento no leito de rios. Além disso, os sedimentos finos em suspensão podem carrear poluentes adsorvidos (nutrientes e metais pesados, por exemplo) e trazer consequências ambientais negativas, como a aceleração do processo de eutrofização.

Diante dessa problemática, são necessárias soluções com o objetivo de minimizar os impactos negativos causados. A primeira e mais importante solução seria a adoção de práticas de manejo e conservação do solo, fazendo uso correto e sustentável desse componente, reduzindo assim, as perdas de solo pelo processo erosivo. Contudo, no Brasil, este tipo de ação ainda é pouco praticada, devido a diversos fatores, entre eles: a grande extensão territorial do país, que dificulta a fiscalização e o monitoramento do uso adequado do solo. Outra alternativa seria então a retirada e reutilização desse sedimento do fundo dos reservatórios, o que reduziria o aporte de nutrientes e aumentaria seu volume de armazenamento (MEDEIROS et al., 2015; BRAGA et al., 2017).

Alguns estudos já enfatizaram o efeito positivo da prática de reuso de sedimento assoreado de reservatórios (YOZZO; WILBER; WILL, 2004; SIGUA, 2009; BRILIS et al, 2014; MATTEI et al., 2017, BRAGA et al., 2017). Capra et al. (2015) observaram que a adição de sedimento dragado, como meio de reposição de camadas de solos, teve efeito benéfico nas propriedades físico-químicas de solos degradados pela erosão, causando ainda uma maior produção total de matéria seca nas plantas. Apesar dos estudos, a prática de reuso de sedimento

é ainda uma ideia muito recente e o modo de produção atual ainda possui preferência por recursos provenientes de outras fontes (BRILS et al., 2014).

Diante do exposto, assim como na presente pesquisa, o aprofundamento nos estudos sobre a caracterização das propriedades do sedimento, que objetivem levantar informações sobre seu potencial, viabilidade e que deem robustez a ideia de reuso, para que esta técnica venha a se concretizar no sistema de produção agrícola, faz-se relevante. Estes tipos de pesquisas tornam-se ainda mais importantes para as regiões semiáridas, devido as suas características como: predomínio de solos rasos com baixo teor de matéria orgânica, reduzida capacidade de infiltração e de retenção de umidade e, também, devido à grande erosividade da chuva nessas regiões.

Por fim, a retirada desse material do fundo de açudes pode proporcionar melhorias na qualidade das águas de abastecimento e recuperar a capacidade de armazenamento de reservatórios superficiais, parcialmente perdida pelo processo de assoreamento. Além disso, a aplicação de sedimento no solo pode melhorar suas características físico-químicas e, dessa forma, aumentar a qualidade e a produtividade das culturas, além de diminuir os custos de produção, devido a substituição dos fertilizantes químicos comerciais por este material (ABREU JÚNIOR et al., 2005).

- **Questão científica:**

O sedimento assoreado de reservatórios superficiais pode promover melhorias nutricionais nos solos aptos a produção agrícola da bacia do Banabuiú?

- **Hipótese:**

Tendo em vista a presença de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, no sedimento assoreado de açudes eutrofizados e o déficit nutricional dos solos da região semiárida brasileira, acredita-se que a utilização desse material do fundo dos reservatórios nos solos pode provocar melhorias nas características químicas e físicas destes, aumentando, assim, a produtividade agrícola da região, além de proporcionar melhorias na qualidade das águas de abastecimento e de recuperar a capacidade de armazenamento dos reservatórios superficiais, parcialmente perdida pelo processo de assoreamento.

2 OBJETIVOS

- **Objetivo Geral**

O objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial de reutilização de sedimentos depositados em reservatórios como fertilizantes para o setor agrícola, em termos de disponibilidade de nutrientes, avaliando ainda o custo-eficiência da técnica.

- **Objetivos Específicos**

1. Estimar o assoreamento nos reservatórios da bacia hidrográfica;
2. Quantificar o teor de nutrientes presentes no sedimento assoreado;
3. Quantificar o déficit nutricional dos solos da área de estudo;
4. Identificar as áreas com aptidão agrícola;
5. Analisar o ganho nutricional dos solos agricultáveis pela adição de sedimentos;
6. Analisar a viabilidade econômica dessa técnica em comparação com a adubação por fertilizantes químicos comerciais.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Processos Erosivos

Erosão é o processo natural de desgaste e decomposição da superfície terrestre por processos físicos, químicos e biológicos. A erosão consiste na retirada e no transporte de partículas de solo, que podem ser de origem mineral (areia, silte e argila) ou orgânica, provocando prejuízos não só para o setor agropecuária, mas também para diversas atividades econômicas e para o meio ambiente (AMORIM, 2004).

A erosão pode ser causada por diversos fatores como: águas pluviais e fluviais, conhecida como erosão hídrica; pela ação do vento (erosão eólica) e pela ação das ondas do mar, chamada erosão marinha. Contudo, a erosão hídrica é a mais preocupante, pois desagrega e transporta partículas com maior facilidade (LIMA, 2010), sendo seus efeitos sentidos em um menor intervalo de tempo que os outros tipos de erosão.

Os processos erosivos são agentes naturais de modelagem do relevo e atuam conjuntamente com os processos de desgaste de rochas e formação dos solos. De forma geral, em condições naturais, estes dois processos estão em equilíbrio, ou seja, a quantidade erodida de rocha e quantidade produzida de solo são equivalentes. Denomina-se este fenômeno de

erosão natural ou geológica. Quando se dá o rompimento desse equilíbrio devido à interferência do homem, não possibilitando sua recuperação natural, inicia-se a erosão acelerada ou erosão antrópica.

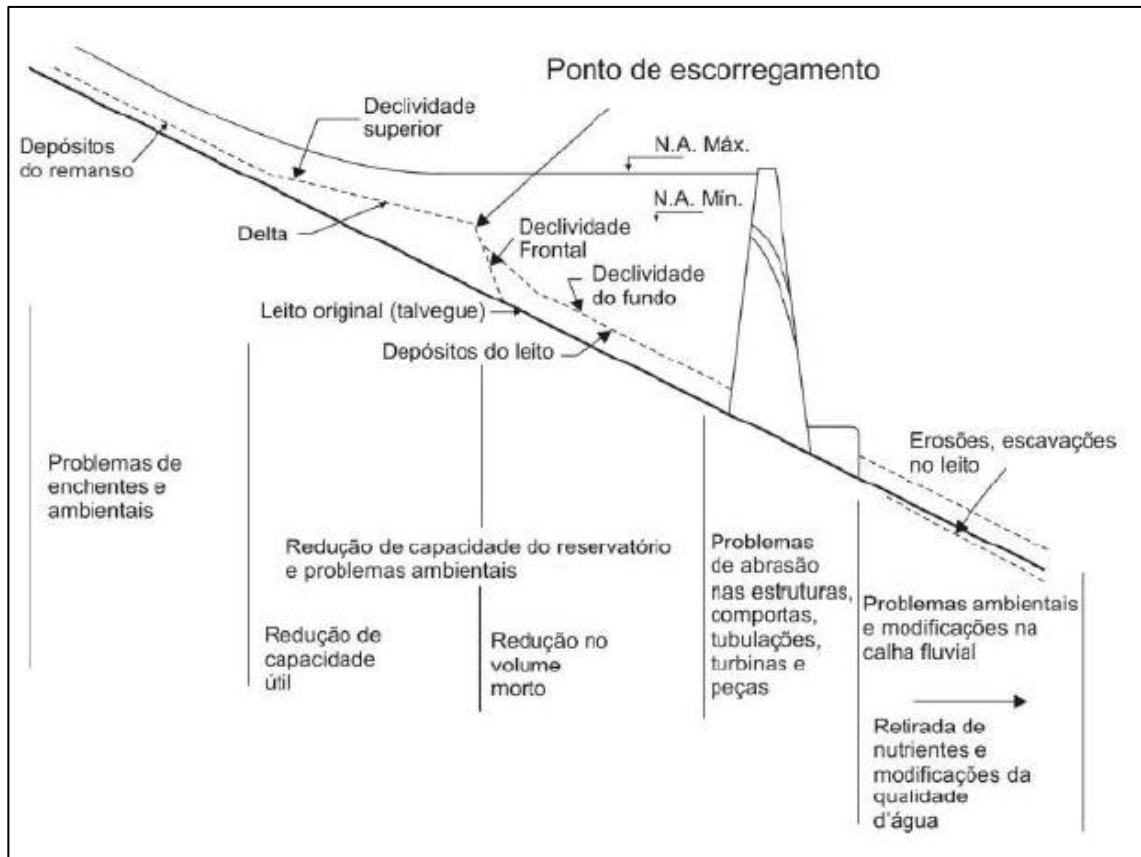
Uma série de estudos afirmam que a erosão é um dos principais agentes degradantes do solo e responsável pelo assoreamento de reservatórios (FARIAS et al., 2007; LIMA, 2010). Para Dias et al. (2005), a erosão e o transporte de sedimentos em bacias hidrográficas constituem-se um processo dinâmico sujeito a diversas alterações, dentre as quais a ação antrópica exerce forte influência.

De acordo com Guimarães e Santos (2007), a identificação dos processos erosivos ainda no início facilita a recuperação das áreas, pois evita que o depósito de sedimentos ocorra a partir do fluxo de transporte destas partículas pelos cursos fluviais, preservando e mantendo, desta maneira, a quantidade e qualidade do abastecimento de água.

3.2 Assoreamento em reservatórios superficiais

Na literatura são encontrados diversos estudos que objetivam quantificar a taxa de assoreamento em reservatórios superficiais e as consequências que este problema traz para estes corpos hídricos. Como mencionado anteriormente, a redução da capacidade de armazenamento é o maior impacto do assoreamento de reservatórios nas regiões semiáridas (ARAÚJO; GÜNTNER; BRONSTERT, 2006), ocasionando ainda consequências significativas na situação econômica local e regional relacionadas com a disponibilidade hídrica para o abastecimento humano, irrigação e geração de energia. A Figura 01 apresenta os problemas principais devido o assoreamento no reservatório.

Figura 1- Formação de depósitos de sedimentos em reservatórios



Fonte: CARVALHO (2000).

A sedimentação é um processo que abrange a formação, transporte nos cursos d'água e deposição de sedimentos. Esse processo possui certa complexidade. Primeiramente, os sedimentos transportados pelos canais fluviais irão decantar gradativamente devido à redução da velocidade da água no reservatório. A medida que o sedimento se deposita no fundo dos açudes, a capacidade de acumulação de água do mesmo vai diminuindo. Ao mesmo tempo em que a deposição contínua de sedimentos ocorre, há também uma distribuição desse material por todo o reservatório, sendo este processo determinado pela operação do mesmo e pela ocorrência de grandes cheias (responsáveis pelo carreamento da maior parte do sedimento). Quando a vida útil do reservatório é afetada pelo assoreamento, faz-se necessária ações intervencionistas para que este seja recuperado (ICOLD, 1989).

A deposição e a distribuição dos sedimentos dentro de reservatórios são influenciadas por diversos fatores, como: carga de sedimentos que entra no sistema, características minerais das partículas finas, característica química da água, capacidade de retenção, modo de operação e geometria do reservatório (VANONI, 1977; CABRAL, 2005).

Segundo Malveira et al. (2012), a elevada densidade de pequenos reservatórios em uma bacia hidrográfica provoca alguns impactos na propagação do escoamento e no transporte de

sedimentos. Os reservatórios de menor porte retêm uma parcela significativa da água que chegaria aos reservatórios estratégicos. Estes estão localizados nos exutórios das grandes bacias e são responsáveis pelo abastecimento hídrico de centros urbanos e perímetros de irrigação. Todavia, essa alta densidade de açudes promove uma melhor distribuição espacial dos recursos hídricos (MAMEDE et al., 2012), elevando o centro de gravidade do sistema e reduzindo os custos com bombeamento. No quesito transporte de sedimentos, os pequenos reservatórios conseguem reter parte do sedimento que chegaria aos reservatórios estratégicos, prolongando assim a vida útil destes (LIMA NETO et al., 2011).

3.3 Assoreamento na região semiárida brasileira

Os estudos sobre o assoreamento na região semiárida nordestina possuem relevância estratégica em função do modelo de gestão de recursos hídricos dos órgãos públicos da região, que são baseados na oferta hídrica por meio do estoque de água em reservatórios superficiais. Segundo Campos (2015), o assoreamento impacta de maneira muito significativa a vazão regularizada dos açudes.

Segundo Araújo (2003), que quantificou o assoreamento em seis bacias hidrográficas localizadas no estado do Ceará por meio de levantamentos batimétricos, o assoreamento na região semiárida provoca uma redução no volume dos reservatórios superficiais de 1,85% a cada década, que corresponde a aproximadamente $2,7 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. No estado do Ceará, isso representa uma perda aproximada de 22 hm^3 de água por ano.

Lopes et al. (2015), utilizando o Modelo Universal de Perda de Solos (USLE) associado à um Sistema de Informação Geográfica (SIG) para estimativa da distribuição espacial da erosão e quantificação do assoreamento no açude Marengo, Madalena, Ceará, observou que o volume assoreado médio anual do reservatório foi da ordem de $0,028 \text{ hm}^3.\text{ano}^{-1}$, resultando em uma taxa de assoreamento da ordem de 0,15% ao ano.

Também utilizando a USLE e técnicas de geoprocessamento, Araújo (2012) estimou o assoreamento do açude Boqueirão, situado na Bacia Experimental de Aiuaba – BEA, Ceará. O autor observou taxas de assoreamento variando entre 1,5 e 2,7% a cada década.

No estado da Paraíba, Silva, Silvino e Farias (2017) estudando a bacia rural do açude de Vaca Brava, mostrou que houve uma diminuição no volume do reservatório de 10,5%, em 75 anos de funcionamento, correspondendo a uma taxa de 0,14% ao ano.

3.4 Métodos de Quantificação do Assoreamento em Reservatórios

3.4.1 *Levantamentos Batimétricos*

Segundo Silva et al. (2017) uma das metodologias para determinar o assoreamento de reservatórios superficiais é o levantamento batimétrico automatizado. Este método consiste no uso aparelhos e equipamento que forneçam dados de posição e profundidade de corpos hídricos. De posse dessas informações, pode-se obter informações como a geometria dos açudes e elaborar a chamada curva-cota-área-volume (CAV).

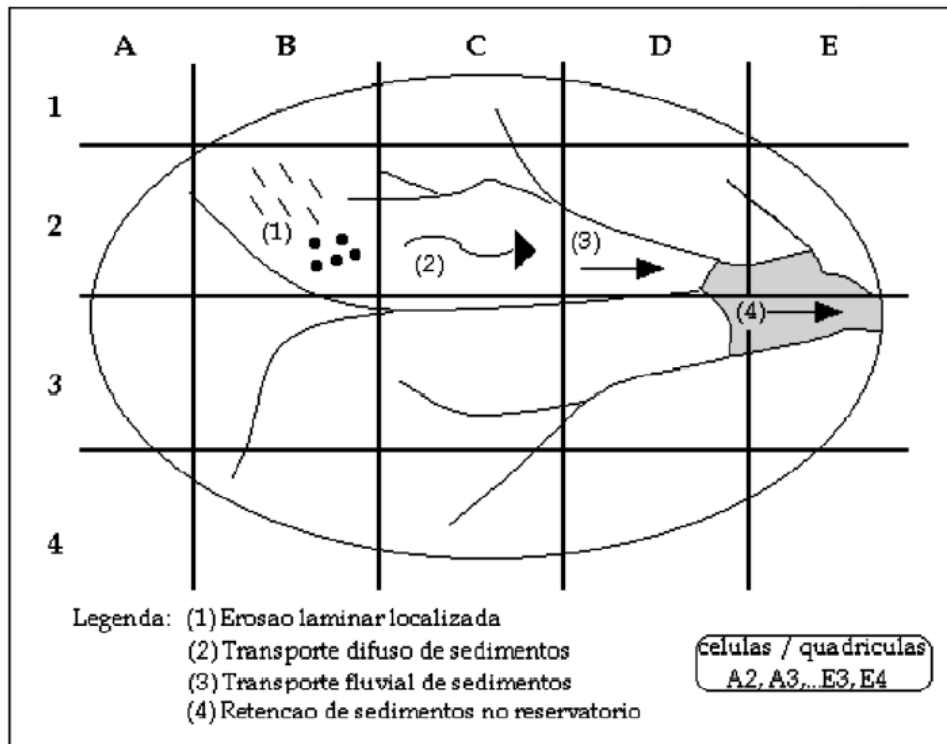
Para se determinar o assoreamento de um reservatório, deve-se então confrontar duas CAV's de períodos distintos e verificar se houve mudanças quanto aos valores de área e volume para determinada cota. Por exemplo, se em determinada cota, a CAV mais recente apresentar uma área ou volume de inundação menor que a CAV original, significa que ocorre a deposição de sedimentos naquele ponto, caso contrário, ocorreu erosão. Por fim, quando são comparados a capacidade de armazenamento de água, ou seja, o volume do açude na cota máxima, se houver uma diminuição dessa variável significa que o reservatório está sendo assoreado.

3.4.2 *Modelo HIDROSED*

Modelo proposto por Araújo (2003) estima o assoreamento em reservatórios no semiárido a partir do conhecimento de precipitação, topografia, pedologia, vegetação e uso de solo de uma bacia hidrográfica. O modelo avalia o impacto de ações antrópicas e das alterações climáticas sobre o processo de assoreamento em bacias e, portanto, sobre a disponibilidade de recursos hídricos superficiais.

Um dos princípios deste modelo é que a contribuição mais relevante de sedimentos nas regiões semiáridas provém da erosão laminar. Primeiramente o deslocamento do sedimento ocorre de modo difuso, sobre o terreno, onde grande parte dos sedimentos desagregados ficam retidos. Depois, ao atingir o leito do rio principal, o sedimento pode ser depositado e/ou erodido do leito, dependendo da velocidade de escoamento (Figura 02). Contudo, tendo como base observações, o modelo assume que a massa de sedimentos que chega aos drenos é a mesma que chega aos reservatórios. A base metodológica para cálculo da erosão localizada é a USLE.

Figura 2 – Esquema de concepção do modelo HIDROSED.



Fonte: ARAÚJO (2003)

A USLE permite calcular a erosão localizada, uma vez que a unidade espacial do modelo foram lotes experimentais. Portanto, para se calcular a erosão total de uma bacia deve-se considerar o fator de depósito e retenção difusa do sedimento. A razão entre a massa de sedimentos que deixa uma bacia (M_E) e a massa de sedimentos localmente erodida (M_L) é denominada de taxa de transporte difuso (SDR) (KHANBILVARDI; ROGOWSKI, 1984). Logo, utilizando equações existentes para cálculo da SDR (ARAÚJO, 2003) e a USLE para cálculo de M_L , obtém-se o M_E segundo a Equação 1:

$$M_E = M_L * SDR \quad (1)$$

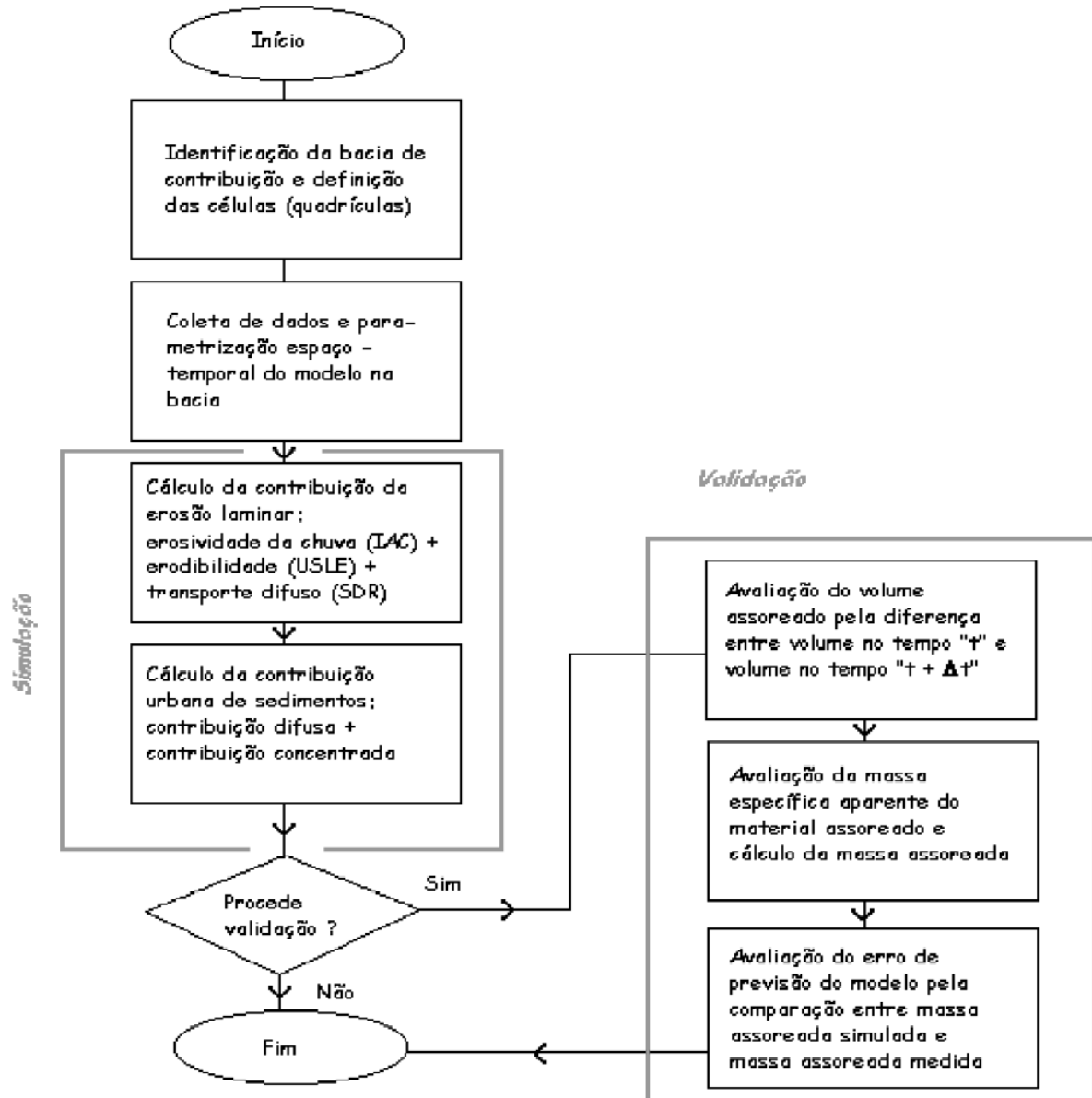
O cálculo da massa assoreada (M_A) é obtido pela multiplicação da massa afluente de sedimentos pela fração de retenção no reservatório (η). A fração de retenção do sedimento afluente é estimada, no modelo HidroSed, com base na curva de Brune (CARVALHO, 1994).

O volume assoreado (ΔV) é então calculado pela razão entre a massa de sedimentos assoreada e a massa específica aparente (ρ_{ap}) média do sedimento, coletado em campo (Equação 02):

$$\Delta V = \frac{M_A}{\rho_{AP}} \quad (2)$$

O processo de construção do modelo HIDROSED está resumido na Figura 03.

Figura 3 – Fluxograma do modelo HIDROSED.



Fonte: ARAÚJO (2003)

3.4.3 Modelo de Lima Neto et al. (2011)

Ao investigar a distribuição de sedimentos em uma bacia semiárida cearense ($2,5 \times 10^4$ km²) com uma rede com mais de 4.000 reservatórios superficiais, Lima Neto et al. (2011) observaram que o assoreamento pode ser obtido através de informações sobre volume de projeto do reservatório, massa específica seca do sedimento, erosividade da chuva e coeficiente de retenção de sedimento do reservatório.

A metodologia, utilizada para elaboração deste estudo, baseia-se em curvas de classificação e parâmetros ajustados derivados de dados de campo. Além de propor um modelo para cálculo de assoreamento, os resultados do estudo mostraram que a retenção de sedimentos nos reservatórios não estratégicos (pequenos reservatórios) tem um impacto positivo na disponibilidade de água, já que sem a existência destes, o assoreamento esperado nos reservatórios estratégicos seria mais que o dobro.

3.5 Nutrientes no sedimento

A capacidade de acumulação de compostos pelo sedimento faz desse compartimento um dos mais importantes na avaliação do nível de contaminação de ecossistemas aquáticos terrestres. Este compartimento pode ser considerado como o resultado da interação entre todos os processos que ocorrem em um ecossistema aquático. O acúmulo de diferentes substâncias pelo sedimento depende da sua composição e dinâmica. A composição físico-químico desse material está diretamente relacionada com os tipos de uso e de ocupação do solo ao qual lhe dá origem.

Os sedimentos apresentam a maior concentração de nutrientes (como fósforo e nitrogênio) do ecossistema aquático e funcionam como reservatório para os demais compartimentos (FURLAN et al., 2011). Além do mais, o sedimento é um dos principais processos que ocorrem nesses ecossistemas, pois fornece informações sobre a ciclagem de nutrientes e do fluxo de energia (ESTEVES, 1988). Segundo Stumm e Morgan (1981), as informações sobre o fluxo de constituintes dos sedimentos para a água e da água para o sedimento são importantes no controle da composição dos sistemas, devido as reações bióticas e abióticas que ocorrem neste e que podem alterar a qualidade da água.

A análise do sedimento de corpos hídricos permite ainda compreender uma série de fatores, como a caracterização das populações de organismos presentes no ecossistema, o controle de fontes de poluição e o conhecimento dos tipos de atividades antrópicas que acontecem na bacia hidrográfica (FURLAN, 2008).

Com relação aos nutrientes, Esteves (1988) declarou que o nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo dos seres aquáticos, devido a sua participação na formação de proteínas. Ainda, segundo o autor a importância do fósforo, se deve ao armazenamento de energia e participação na estruturação da membrana celular, processos fundamentais no metabolismo dos seres vivos. Na maioria das águas continentais, o fósforo é

o principal fator limitante de sua produtividade, além do principal responsável pela eutrofização desses ecossistemas.

Por tudo isso nota-se que o conhecimento do compartimento sedimento é de grande importância para a dinâmica fluvial de bacias hidrográficas e o estudo das suas características físico-químicas são fundamentais para se proporem planos de manejo adequados à região, objetivando melhorias na qualidade da água e do próprio sedimento.

3.6 Reuso de sedimento

Apesar da prática de reuso de sedimento não ser difundida ou largamente empregada, casos de sucesso foram registrados ao redor do mundo. Brils et al. (2014) relatam sobre a potencialidade de reuso de sedimento nos países baixos na Europa (por exemplo, a Holanda) como material para levantamento de terras, estabilização e proteção costeira, contribuindo assim na prevenção de inundações. Os autores ressaltam ainda importância da reutilização desse material em grande escala como uma ação que promove o exercício da economia circular, analisando o sedimento não como um resíduo e sim como um recurso.

Capra et al. (2015) estudaram os efeitos do reuso de sedimento dragado na reposição de camadas de solos erodidos. Os autores observaram que a adição de sedimento aos solos degradados investigados teve efeitos benéficos significativos nas propriedades físico-químicas do solo, como o aumento generalizado do carbono orgânico total, capacidade de troca catiônica, nitrogênio, potássio e substâncias húmicas. Com isso, houve uma melhoria notável na eficiência agrônômica do solo, proporcionado pelo aumento do desempenho da planta na produção de matéria seca total. Acredita-se que esses efeitos resultariam ainda em uma melhor proteção do solo contra fenômenos de erosão.

Bondi et al. (2016), ao reutilizar sedimento do lago Cedrino, Sardinia, Itália, observaram que a adição de sedimentos resultou na recuperação de solos degradados, demonstrado pelo aumento do teor de carbono húmico estável associado ao aumento de atividade bioquímica, sugerindo que a formação de carbono enzimaticamente ativo promove a recuperação de solos degradados.

Estudando sedimentos provenientes de dois reservatórios (um em Portugal e outro no Brasil), Fonseca et al. (2003) também demonstraram os efeitos positivos no cultivo de pimenta em solos em que o sedimento foi adicionado. Braga et al. (2017), ao avaliarem as repostas fisiológicas e bioquímicas de girassol em substrato contendo sedimento assoreado de um

reservatório eutrofizado, perceberam que houve um aumento da produção de matéria seca e da atividade enzimática das plantas em relação ao substrato contendo fertilizante químico comercial.

Brosinsky et al. (2017), avaliando os sedimentos assoreados de dois açudes da bacia do Banabuiú, verificaram que há pouca variação na composição química dos reservatórios (com exceção do cobre), além disso foi observado que existe uma influência moderada da profundidade de deposição do sedimento.

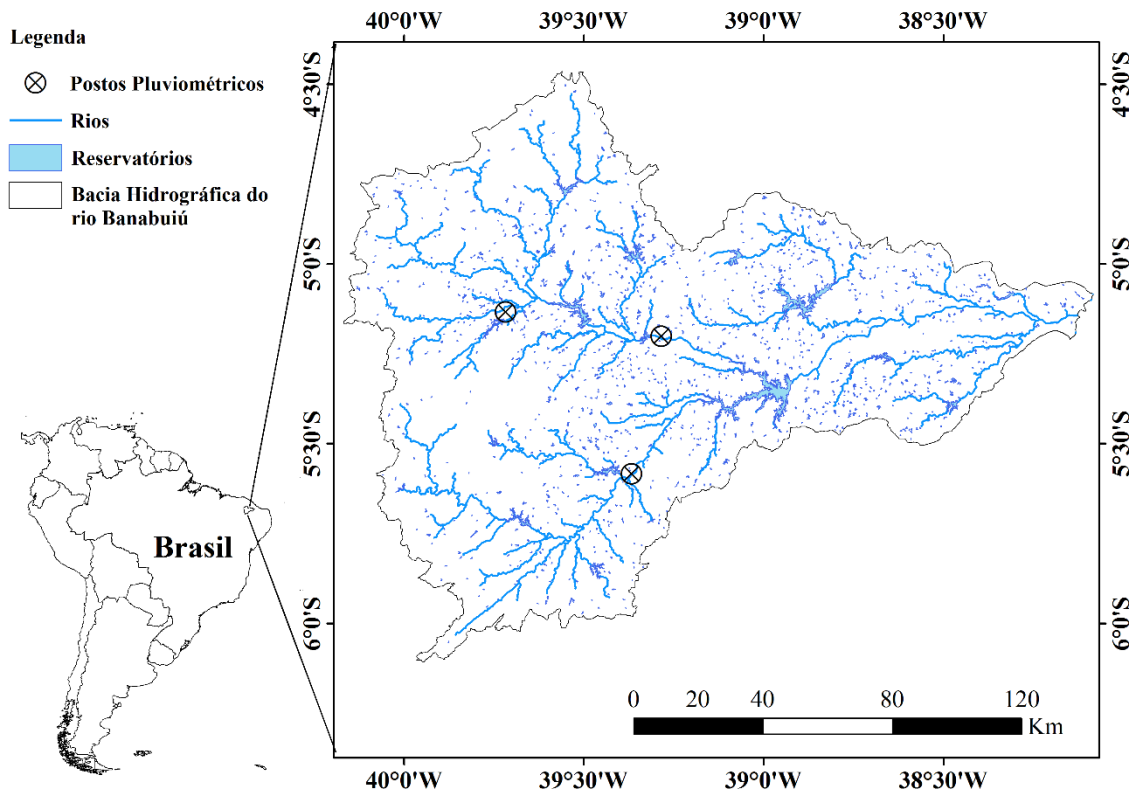
Sigua et al. (2009) observaram aumento na produção de biomassa de forragem com a aplicação de sedimento dragado como fertilizante orgânico. Todavia, esse material deve ser submetido a rigorosa e meticulosa caracterização, pois o sedimento também é capaz de acumular substâncias tóxicas às plantas e seres humanos, como metais pesados (FONSECA et al., 2003; IPIRANGA, 2016). Portanto, se bem caracterizado, os sedimentos assoreados de reservatórios parecem representar um material de grande utilidade pedotécnica para recuperar os solos perdidos devido a processos de erosão, com pouco dano ambiental associado, melhorando ao mesmo tempo, a funcionalidade e o desempenho de solos preexistentes.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do Banabuiú (BHB) possui uma área de aproximadamente 19.650 km², correspondendo a 13% do território cearense. A bacia compreende, essencialmente, os sertões centrais do estado do Ceará mais fortemente submetidos aos rigores da semiaridez (Figura 4).

Figura 4 - Localização geográfica da área de estudo.

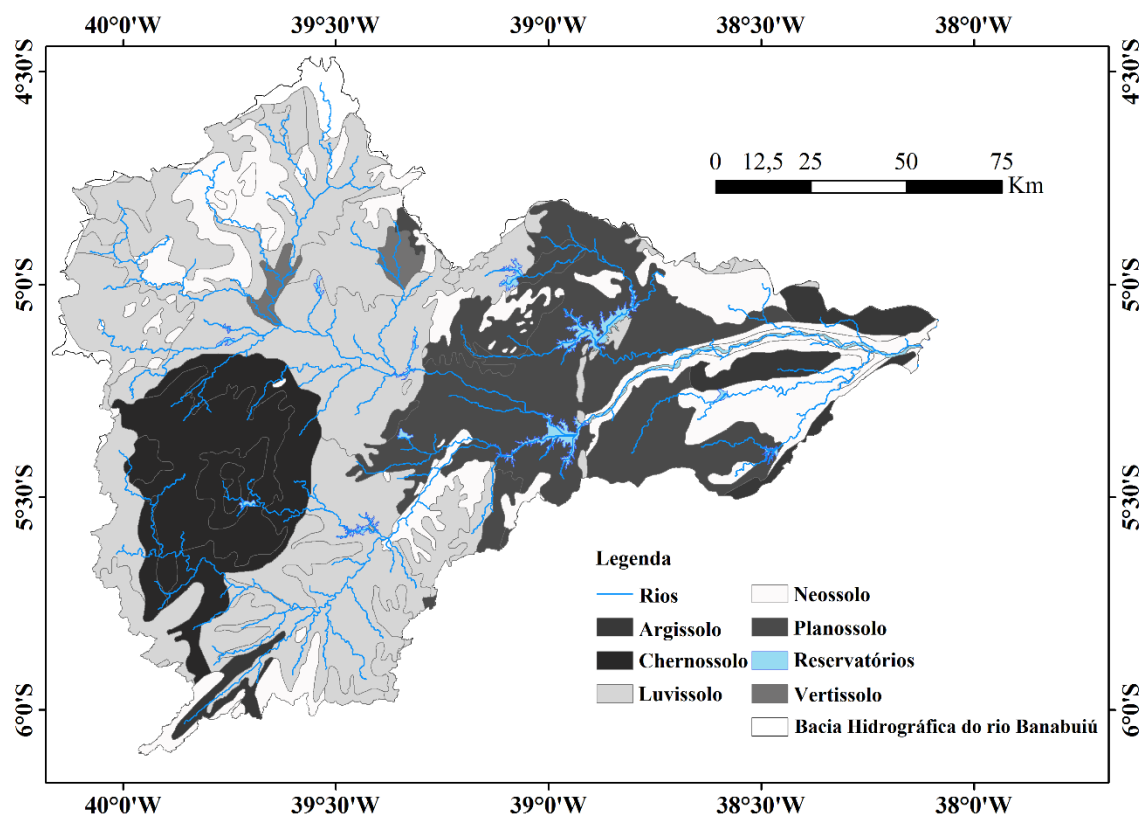


O rio Banabuiú é o rio mais importante desta bacia, drenando uma área de 19.810 km² e percorrendo um curso total de 314 km, até desaguar no rio Jaguaribe nas proximidades da cidade de Limoeiro do Norte (CEARÁ, 2011). O Banabuiú tem como principais afluentes os rios Patu, Quixeramobim e Sitiá, pela margem esquerda, e pela margem direita, destaca-se apenas o riacho Livramento. A bacia drena 15 municípios: Banabuiú, Boa Viagem, Ibicuitinga, Itatira, Madalena, Mombaça, Monsenhor Tabosa, Morada Nova, Pedra Branca, Piquet Carneiro, Quixadá, Quixeramobim, Senador Pompeu, Limoeiro do Norte e Milhã (estes dois últimos drenados parcialmente).

O clima da região em estudo é caracterizado como tropical quente semiárido, marcado por períodos de estiagem prolongados e alta variabilidade espaço-temporal das chuvas. A região possui temperatura média anual de 27 °C e está sujeita a ventos fortes e secos durante o segundo semestre. A precipitação média anual é de aproximadamente 725 mm, com elevada variabilidade interanual e estação chuvosa nitidamente estabelecida entre fevereiro e maio, quando precipitam 75% do montante anual (CEARÁ, 2011).

A BHB está inserida na Depressão Sertaneja do semiárido brasileiro e apresenta um padrão geológico com predomínio de rochas do embasamento cristalino (96,53%), representadas na sua maioria por gnaisses e migmatitos diversos (CEARÁ, 2009). Os tipos de solos predominantes na região são os argissolos, luvisolos, neossolos litólicos, chernossolos, vertissolos e planossolos (Figura 05) sobre os quais atípica vegetação de caatinga arbustiva, em manchas mais ou menos densas, se desenvolve (CEARÁ, 2011). A altitude varia entre níveis de 89 m a 725 m. As declividades do talvegue variam de 0,5% a 2,1%, com média de 0,95%.

Figura 5 – Tipos de solo da bacia do Banabuiú



Pekel et al. (2016), utilizando 3 milhões de imagens Landsat (resolução de 30 metros) dos anos de 1984 a 2015, quantificaram as mudanças nas áreas de inundação dos reservatórios superficiais de todo o planeta. Utilizando a metodologia dos autores, foi encontrado cerca de 1029 açudes com espelho d'água maior que 5 hectares na bacia hidrográfica do Banabuiú.

4.2 Estimativa do assoreamento de açudes na bacia do Banabuiú

Para quantificar o volume assoreado dos reservatórios da BHB foi utilizado o modelo proposto por Lima Neto et al. (2011), representado na Equação 03:

$$\xi_m = \frac{\Delta V}{V_0} \frac{\rho}{\Sigma R} \quad (3)$$

Onde: ΔV é igual ao volume assoreado, ou seja, a redução da capacidade de armazenamento do reservatório em hm^3 , V_0 é o volume de projeto do reservatório (hm^3), ρ é a massa específica seca do sedimento (t.m^{-3}), ΣR é o fator cumulativo de erosividade da chuva ($\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$) e ξ_m é o coeficiente de retenção de sedimento do reservatório ($\text{t.m}^{-3}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}.\text{ha.h}$).

Utilizou-se a média do coeficiente de retenção de sedimento ($3,65.10^{-7} \text{ t.m}^{-3}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}.\text{ha.h}$) proposto por Lima Neto et al. (2011). O volume de projeto dos reservatórios foi obtido pela aplicação do modelo proposto por Pereira (2017), utilizando as Equações 04 a 06.

$$\alpha_{\text{mod}} = (2.08E0) + (1.46E1)A_{\text{max}} - (7.41E-2)(A_{\text{max}}^2 \cdot P_{\text{max}}) - (1.36E-8)(D/P_{\text{max}}) + (4.07E-4)D \quad (4)$$

$$K_{\text{mod}} = (2.55E3) + (6.45E1)(A_{\text{max}} \cdot P_{\text{max}}) - (5.38E1)[D/(A_{\text{max}} \cdot P_{\text{max}})] \quad (5)$$

$$V = V_0 + A_0 \cdot \left(\frac{A - A_0}{\alpha_{\text{mod}} \cdot K_{\text{mod}}} \right)^{\left(\frac{1}{\alpha_{\text{mod}} - 1} \right)} + K_{\text{mod}} \cdot \left(\frac{A - A_0}{\alpha_{\text{mod}} \cdot K_{\text{mod}}} \right)^{\left(\frac{\alpha_{\text{mod}}}{\alpha_{\text{mod}} - 1} \right)} \quad (6)$$

Nas Equações 4 a 6, K_{mod} é o coeficiente de abertura; α_{mod} é o coeficiente de forma, ambos de acordo com a formulação modificada proposta no estudo; A_{max} é a área máxima inundada (m^2); P_{max} é o perímetro da superfície máxima inundada (m); D é o diâmetro do reservatório (m), calculado neste estudo como a razão P_{max} / π ; V é o volume do reservatório (m^3) e A é a área inundada (m^2); A_0 e V_0 são parâmetros de entrada, significando área de referência inicial (m^2) e volume (m^3) armazenados para o nível de água que se deseja determinar a área e volume, respectivamente.

Este calcula a capacidade do reservatório através da área máxima de inundação e do perímetro do açude, dados estes obtidos tanto pelo levantamento de Pekel et al. (2016).

Os valores de massa específica seca do sedimento foram obtidos pela coleta de amostras de quatro reservatórios da bacia (Fogareiro, Marengo, São Nicolau e São Joaquim). Para os demais reservatórios, utilizou-se a médias desses valores.

O fator de erosividade da chuva (R), apresentado por Wischmeier e Smith (1978), foi calculado pelas Equações 07 e 08 de Bertoni e Lombardi Neto (1990). Apesar dessa equação ter sido desenvolvida para a região sul do Brasil, Araújo et al. (2003) verificaram que a equação também é válida para a região semiárida brasileira.

$$Rm = 67,355 \left(\frac{Pm^2}{P} \right)^{0,85} \quad (7)$$

$$R = \sum_{m=1}^{12} Rm \quad (8)$$

Em que: P representa a precipitação média anual, Pm a precipitação mensal, Rm a erosividade mensal da chuva.

Os dados de precipitação foram obtidos juntos à Agência Nacional de Águas -ANA (na fonte: BRASIL, 2017). Foram escolhidos postos que possuíam uma série histórica superior a 100 anos (1913 a 2016), como forma de representar a variabilidade temporal da precipitação e diminuir os erros. Com isso, três postos foram selecionados: Boa Viagem, Quixeramobim e Senador Pompeu. A erosividade da chuva foi obtida individualmente para cada posto pluviométrico. Para cálculo do volume assoreado, foi escolhido o R do posto mais próximo do reservatório.

De posse de todas as variáveis da Equação 03, determinou-se a redução no volume de armazenamento do reservatório (ΔV), perdido pelo processo de assoreamento. Posteriormente, utilizou-se a Equação 09 e 10 para determinar a massa de sedimento assoreado anualmente em todos os reservatórios da bacia hidrográfica do Banabuiú.

$$Mi = \Delta V \cdot \rho \cdot 10^6 \quad (9)$$

$$Mt = \sum Mi \quad (10)$$

Onde: Mi é igual a massa de sedimento do i -ésimo reservatório (tonelados.ano⁻¹) e Mt o somatório da massa de sedimento de todos os reservatórios analisados (tonelados.ano⁻¹).

4.3 Características físico-químicas dos solos da bacia hidrográfica do Banabuiú

As características físicas e químicas do solo utilizadas neste estudo foram obtidas a partir do levantamento de solo realizado por Jacomine et al. (1973). Apesar de sua escala grosseira, a pesquisa de Jacomine et al. (1973) é o banco de dados de solo mais completo que cobre toda a área de estudo.

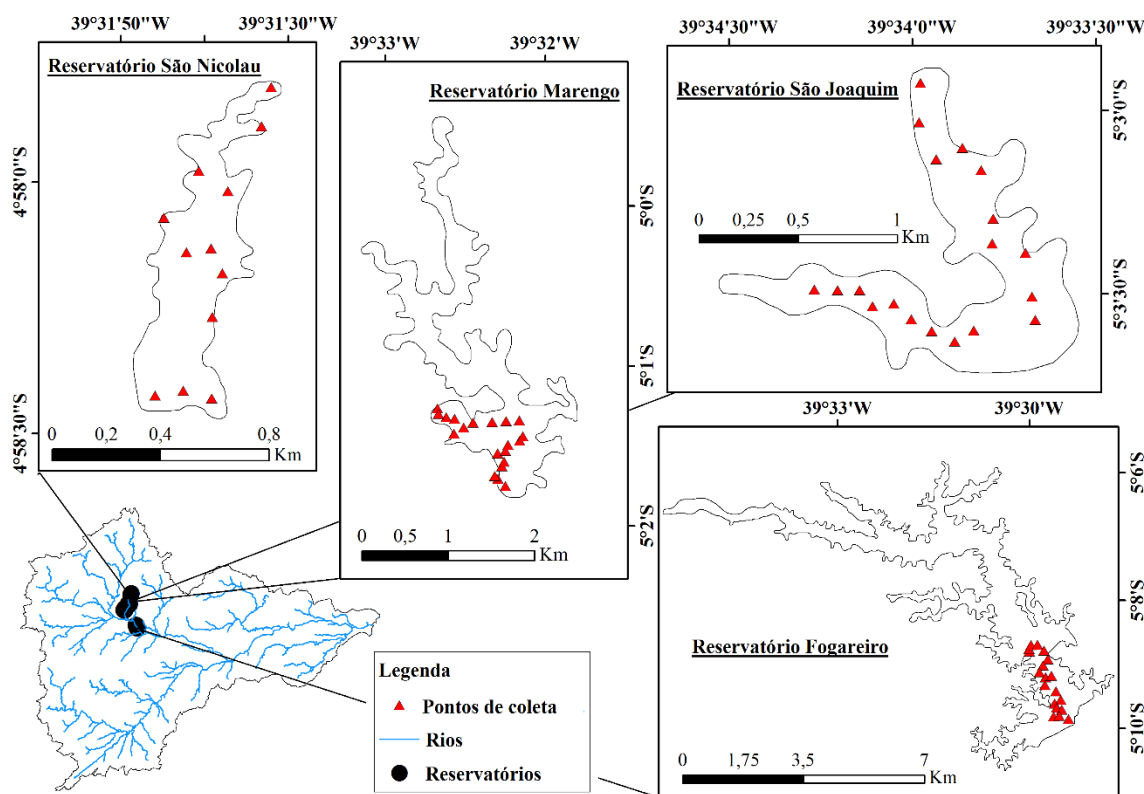
A geologia da região é, predominantemente, o embasamento cristalino (que cobre mais de 90% da bacia), representado por gnaisses e migmatitos diversos. Os tipos de solo encontrados na BHB são luvisolos, planosolos, chernosolos e latosolos (Figura 2), nos quais a vegetação endêmica da Caatinga se desenvolveu. Com exceção dos planosolos, um solo de profundidade e textura média que ocorre em uma pequena área na porção nordeste da bacia, os

solos no BHB são rasos, apresentando estágios avançados de intemperismo e/ou alta saturação por bases.

4.4 Características físico-químicas do sedimento dos reservatórios estudados

A determinação das características físico-químicas do sedimento dos açudes da BHB foi realizada pela coleta de amostras dos reservatórios Fogareiro, Marengo, São Nicolau e São Joaquim, em novembro de 2016 (período de estiagem em que os reservatórios se encontravam vazios). A Figura 6 apresenta a localização geográfica dos reservatórios e dos pontos de amostragem.

Figura 6 - Mapa de Localização dos Pontos de Coleta do sedimento.



O sedimento foi coletado na camada de solo de 0 a 10 cm da superfície. Após a coleta, o sedimento foi colocado em estufa a 60 °C até completa secagem. Em seguida, macerou-se o material, para se obter uma mistura homogênea, e passou-se a mistura em uma peneira de 2 mm. Em seguida, o material foi encaminhado ao Laboratório de Solos e Água da Universidade Federal do Ceará (UFC) para determinação de pH, condutividade elétrica (CE), concentração de íons, tais como cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+), nutrientes, como matéria

orgânica (MO), nitrogênio, fósforo assimilável, potássio e da análise granulométrica para a caracterização da quantidade de areia grossa, areia fina, argila e silte presentes nas amostras.

Determinados as concentrações de Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+ , pode-se calcular o valor da Razão de Adsorção do Sódio, parâmetro importante para estudos de salinização de solos, aplicando-se a Equação 11.

$$RAS = Na^+ / \sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}} \quad (11)$$

A variabilidade dos resultados das variáveis analisadas para cada ponto de coleta foi avaliada através do coeficiente de variação e dos quartis, esses últimos apresentados de forma gráfica juntamente com os valores máximos e mínimos em diagramas de caixa, tipo Boxplot.

4.5 Cálculo do Tempo de Residência da Água (Tw)

Com o objetivo de tentar estabelecer correlação entre as variáveis químicas do sedimento e características hidrológicas dos reservatórios, avaliou-se o Tempo de Residência da Água (Tw) dos reservatórios da bacia. Os dados foram dispostos em diagramas de dispersão, estabelecendo-se regressões lineares, exponenciais e logarítmicas entre as características do sedimento e o Tw, avaliando o nível de correlação através do coeficiente de determinação (R^2).

O tempo de retenção hidráulica foi calculado considerando a capacidade máxima do açude ($V_{máx}$) dividido pelo aporte anual médio de água (V_{anual}) (Equação 12).

$$T_W = \frac{V_{máx}}{V_{anual}} \quad (12)$$

O aporte anual médio foi calculado pelo produto da área da bacia (A) e da lâmina de escoamento superficial (h_{exc}) produzida em um dado evento de chuva na bacia (Equação 13).

$$V_{anual} = A \cdot h_{exc} \quad (13)$$

O escoamento foi obtido pelo método do Número de Curva (CN) desenvolvido na década de 1950 pelo Serviço de Conservação dos Solos (SCS) dos EUA. O método baseia-se no conceito de que o escoamento se dá em função da altura total da lâmina precipitada e das abstrações iniciais, que representa as perdas que ocorrem, principalmente, devido à infiltração, à interceptação vegetal e à retenção em depressões do terreno (TYAGI et al., 2008). Os valores de CN são padronizados e obtidos para cada tipo de uso e cobertura do solo, umidade antecedente e tipo de solo da região de estudo.

De acordo com os tipos de solo predominante na região (Figura 2) e a classificação de Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005), os solos de todos os reservatórios foram enquadrados no grupo D, representado por solos rasos e argilosos (30% a 40% de argila total) com presença de uma camada mais densa a uns 50 cm de profundidade.

O valor do número CN foi então calibrada para as taxas de escoamento verificadas por Nascimento e Medeiros (2017). Após escolha do valor do CN, foi calculada a capacidade máxima de infiltração (S), seguindo a Equação 14:

$$S = \frac{254 \times (100 - CN)}{CN} \quad (14)$$

Por fim, a precipitação excedente ou a lâmina de escoamento (h_{exc}) foi calculada pela Equação 15, quando os valores de precipitação diária eram maiores que 20% da capacidade máxima de infiltração.

$$h_{exc} = \frac{(P - 0,2 \times S)^2}{(P + 0,8S)} \quad (15)$$

Os dados de precipitação utilizados nesta etapa foram os mesmos utilizados para cálculo do fator de erosividade da chuva, descrito anteriormente.

A partir das análises hidrológicas, foi possível calcular o tempo de residência da água (T_w), determinado pela razão entre a capacidade de armazenamento do reservatório e seu aporte anual médio (Equação 12).

Além disso, para a variável concentração de fósforo assimilável no sedimento, avaliou-se sua correlação com o tempo de residência do fósforo (T_p), o coeficiente de decaimento de fósforo (K_s) e a taxa de retenção de fósforo (P_r) em reservatórios superficiais. Segundo Vollenweider (1976), o T_p (ano) é dado em função do tempo de residência da água (Equação 16). O K_s (ano^{-1}) foi calculado pela metodologia proposta por Toné (2016), demonstrado na Equação 17, e a P_r foi determinada de acordo com Straskraba e Tundisi (2000) (Equação 18).

$$T_p = \left(\frac{1}{T_w} + K_s \right)^{-1} \quad (16)$$

$$K_s = \frac{4}{\sqrt{T_w}} \quad (17)$$

$$P_r (\%) = 76,1 \times \left[1 - \left(e^{(-0,004 \times T_w)} \right) \right] \quad (18)$$

4.6 Mapeamento de áreas com aptidão agrícola da bacia do Banabuiú

A aptidão agrícola das terras da bacia do Banabuiú foi determinada no estudo de Lima (2019). A aptidão foi realizada pela aplicação e adaptação do Sistema de Avaliação da Aptidão Agrícola das Terras (SAAT) proposto por Ramalho Filho e Beek (1994). O SAAT original considera cinco fatores limitantes relacionados aos solos e ao ambiente: disponibilidade de nutrientes (N), disponibilidade de água (A), disponibilidade de oxigênio (O), impedimento à mecanização (M) e susceptibilidade à erosão (SE). Em seu estudo, Lima (2019) desconsiderou os fatores disponibilidade de oxigênio e impedimento a mecanização.

Para determinação da disponibilidade de nutrientes foi utilizado do levantamento de solos realizado por Jacomine et al. (1973). O cálculo da média pluviométrica anual, necessário para determinação da disponibilidade de água, foi feito a partir dos dados dos mesmos postos pluviométricos utilizados no cálculo do coeficiente de erosividade da chuva (R). Posteriormente, a determinação da área de influência de cada posto foi realizada pela aplicação da ferramenta “Polígonos de Thiessen” da biblioteca “Analysis Tools” do software ArcGis 10.1.

A susceptibilidade à erosão é determinada em função da declividade do terreno, sendo este fator calculado pela associação das imagens SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) da área. Com as imagens, pode-se realizar o Mapa de Digital de Elevação (MDE) da área de estudo, com auxílio do software ArGis 10.1. O MDE contém informações de altitude da área de estudo, sendo a declividade (%) calculada pixel a pixel da imagem, por meio da Equação 19, apresentada abaixo:

$$I = \frac{H-h}{L} \quad (19)$$

Onde:

I = a declividade (%);

H = maior cota do pixel, em metros;

h = menor cota do pixel, em metros;

L = largura do pixel, em metros.

A Tabela 01 apresenta a classificação quanto a aptidão agrícola da bacia hidrográfica do Banabuiú, de acordo com Lima (2019).

Tabela 1 - Aptidão Agrícola da bacia do hidrográfica do Banabuiú.

CLASSIFICAÇÃO
Inapto
Apto, com boa fertilidade e disponibilidade hídrica

Apto, com boa fertilidade e pouca disponibilidade hídrica
Apto, com pouca fertilidade e boa disponibilidade hídrica
Parcialmente Apto, com boa fertilidade e disponibilidade hídrica
Parcialmente Apto, com boa fertilidade e pouca disponibilidade hídrica
Parcialmente Apto, com pouca fertilidade e boa disponibilidade hídrica

4.7 Adubação dos solos com sedimento para a cultura do milho

A fertilidade é a propriedade de maior importância na determinação do valor agronômico do solo. Ela define a capacidade do solo em fornecer nutrientes, em quantidades e proporções adequadas às plantas, para a obtenção de grandes produtividades, podendo ser facilmente modificada pelo homem, para se adequar às exigências da cultura desejada. Os nutrientes do solo são perdidos naturalmente por extração pelas plantas, por lavagem do perfil do solo através da água da chuva (lixiviação) e por erosão (LUZ; FERREIRA; BEZERRA, 2002).

Logo, após sucessivos cultivos, o rendimento das culturas diminui muito, devido à modificação da fertilidade do solo, principalmente do decréscimo nos teores de matéria orgânica (MO), nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg). Deste modo, para recuperar os nutrientes perdidos a cada cultivo e para aumentar a produtividade agrícola, faz-se necessária a adubação do solo através do uso de fertilizantes.

A adubação consiste em adicionar ao solo a diferença na quantidade de nutrientes que a planta exige e na quantidade de nutrientes o que o solo pode fornecer, acrescentando, ainda, a quantidade perdida (MALAVOLTA, 1989). Devido à alta quantidade de fósforo, nitrogênio e matéria orgânica no sedimento, avaliou-se a utilização deste material para adubar o solo, sendo o sedimento considerado aqui como um fertilizante orgânico.

A cultura escolhida para determinação do potencial do reuso de sedimento na BHB foi o milho. O milho (*Zea mays L.*) é uma espécie tradicionalmente cultivada em todo o Brasil, servindo tanto para a alimentação humana como animal, representando mais de um terço da produção nacional de cereais e oleaginosas (BULL, 1993). É válido ressaltar que a população da região Nordeste é a maior consumidora de milho do Brasil, com um consumo per capita anual da ordem de 11 kg, cifra 40% superior à média nacional de aproximadamente 7,7 kg (PAES et al., 2006). A exigência nutricional do milho está apresentada na Tabela 02. Para efeitos de cálculo da adubação necessária para atender as exigências da cultura foi escolhida a exploração de produção de grãos com a maior produtividade (10 t.ha⁻¹).

Tabela 2 - Extração média de nutrientes pela cultura do milho destinada a produção de grãos e silagem em diferentes níveis de produtividade.

Tipo de exploração	Produtividade t.hectare ⁻¹	N	P	K	Ca	Mg
Produção de Grãos	4	77	9	83	10	10
	6	100	19	95	17	17
	8	167	33	113	27	25
	10	217	42	157	32	33
Produção de Forragem	12	115	15	69	35	26
	16	181	21	213	41	28
	17	230	23	271	52	31
	19	231	26	259	58	32

Fonte: COELHO (2013).

De posse da exigência nutricional da cultura e da quantidade de nutrientes do solo (Tabela 01), foi calculada a massa total de sedimento necessária para adubar o solo, em termos de nitrogênio, ou seja, toda a exigência nutricional da cultura (217 t.ha⁻¹) foi sanada pelo nitrogênio contido no sedimento. As avaliações foram realizadas nos diferentes tipos de solo da BHB e para os sedimentos coletados nos 4 açudes estudados (Marengo, São Nicolau, São Joaquim e Fogareiro).

Os outros macronutrientes (P, K, Ca e Mg) foram corrigidos, quando necessário, por adubos minerais: superfosfato simples, cloreto de potássio e gesso agrícola. Tal procedimento foi necessário por não se poder isolar os elementos do sedimento. Ademais, algumas características de plantio foram fixadas para realização desses cálculos, como: camada de aplicação do adubo nos primeiros 20 cm de profundidade do solo, espaçamento entre plantas de 0,4 metros e entre linhas de 0,9 metros.

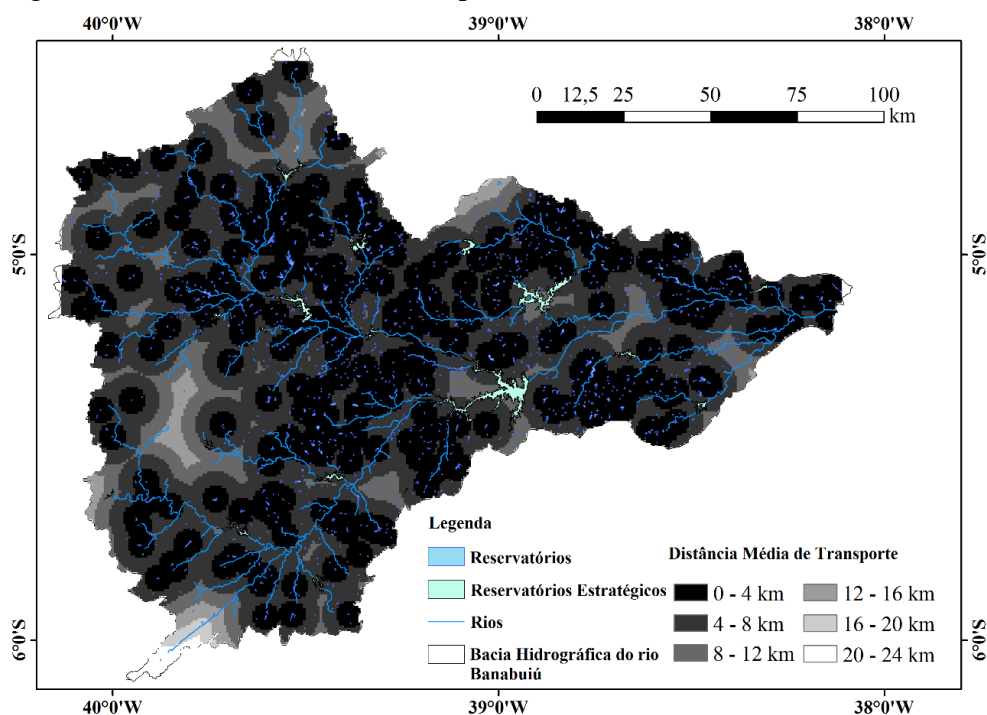
4.8 Análise Custo-Benefício do reuso de sedimentos

Com o intuito de analisar viabilidade econômica da técnica de reuso de sedimentos, determinou-se os custos gerados por esta e comparou-se com o custo que seriam gerados caso a área fosse adubada por meios tradicionais, ou seja, utilizando-se adubos comerciais minerais. A recuperação da capacidade de armazenamento de reservatórios (KONDOLF et al., 2014) e a melhoria da qualidade da água (LIRA, 2017) não foram computados neste estudo, mas representam benefícios adicionais da prática de reutilização de sedimentos.

Os custos gerados pela reutilização de sedimentos consistem na análise físico-química do sedimento, escavação do material no reservatório seco, carga, transporte e descarga no campo de cultivo. A análise físico-química do sedimento custa R\$ 90 por amostra e o custo total para avaliar as propriedades dos sedimentos de um reservatório depende do seu tamanho. Neste estudo, a densidade de 1 amostra por hectare foi fixada. Considerando a taxa de assoreamento na bacia (7.10^5 m³ por ano), a área total inundada pelos reservatórios (aproximadamente 14.000 ha) e a densidade de sedimentos (1,3 t.m⁻³), estimamos uma camada de deposição de sedimentos de 3,8 mm por ano. A massa de sedimentos necessária para a fertilização do solo varia de 103 a 162 toneladas (ver Tabela 6), portanto, uma área de reservatório entre 2,1 e 3,3 ha, dependendo das características do sedimento, é necessária para fertilizar um hectare de solo. Logo, os custos de um único levantamento em relação à análise de sedimentos são estimados em R\$ 90 a R\$ 147 por hectare de solo a ser fertilizado, e se uma pesquisa é realizada a cada cinco anos, o custo final da análise de sedimentos está no intervalo de R\$ 37,45 a 58,72 por hectare.

Os serviços de escavação e transporte de solo/sedimento são regulados, na região de estudo, pela Secretaria de Infraestrutura do Estado do Ceará (SEINFRA-CE) e os valores variam de acordo com a Distância Média de Transporte (DMT) do material (Figura 7). Para determinar a DMT na bacia, calculou-se a distância para o reservatório mais próximo (áreas de extração de sedimentos - Figura 4), assumindo que os agricultores obterão o sedimento onde ele está mais prontamente disponível, obtendo-se um valor médio de 2,33 km. Segundo a SEINFRA, o custo de escavação (1 máquina), carregamento, transporte e descarga de sedimentos em distâncias de 2 a 3 km é de R\$ 12,06 por m³ de sedimento.

Figura 7- Distância Média de Transporte da BHB



Já os custos com adubação comercial restringem-se a compra e transporte dos fertilizantes químicos para o campo de cultivo. Os custos para adquirir os fertilizantes necessários, isto é, ureia (N), superfosfato simples (P) e cloreto de potássio (K), foram obtidos em vendedores locais (Tabela 03). Os custos de transporte dos fertilizantes químicos dependem da distância do local de compra até a área de cultivo. A Agência Brasileira de Transportes estabelece, por meio da Resolução n^o 5820/2018, os preços mínimos de frete para os diversos tipos de carga. Para distâncias de até 100 km, o transporte é cobrado como R\$ 2,15 por quilômetro. Considerando a compra dos fertilizantes no município de Quixeramobim, no centro da bacia, a distância média no BRB é de 34,5 km, o que resulta em um custo de transporte de R\$ 12,33 por tonelada, se um caminhão de capacidade de 6 toneladas for utilizado.

Tabela 3 - Preço dos fertilizantes químicos comerciais para adubação agrícola

Fertilizante	Massa do saco (kg)	Concentração do elemento (%)	Preço (R\$)
Ureia	25	44	53,00
Superfosfato simples	25	18	32,00
Cloreto de potássio	25	58	51,00

Por fim, elaborou-se uma curva de custo do reuso pela concentração de nitrogênio no sedimento, já que essa variável é que determina a massa total de sedimento necessária para

adubar uma área, destacando-se o valor de custo da adubação nitrogenada com fertilizante comercial para adubar uma mesma área.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Estimativa do assoreamento de açudes na BHB

A massa total de sedimentos retida nos 1.029 reservatórios com áreas superficiais maiores que 5 hectares na BHB foi de, aproximadamente, 7×10^5 toneladas por ano, resultando em taxas de sedimentação na faixa de 1,6 a 1,8% das capacidades de armazenamento dos reservatórios por década. Embora nenhuma sedimentação tenha sido medida nos reservatórios estudados para validar nossas estimativas, as taxas de sedimentação computadas neste trabalho estão de acordo com o valor médio de 1,8% por década (variando de 1,1% a 3,1% por década nos reservatórios rurais) apresentado por Araújo (2003) em sete reservatórios no Estado Federal do Ceará, onde a BHB está localizada. A faixa mais estreita de taxas de sedimentação encontradas neste estudo resulta do valor fixo adotado para o parâmetro da taxa de retenção de sedimentos (vide Equação 1) na ausência de dados mais detalhados. Portanto, parece que o método adotado é compatível com a escala da bacia deste estudo, mas pode produzir erros significativos para reservatórios individuais. Se um levantamento batimétrico baseado em campo ou sensoriamento remoto (ZHANG et al., 2016) for possível e a capacidade de armazenamento inicial do reservatório for conhecida, essa fonte de incerteza pode ser superada.

Em sua revisão sobre manejo de sedimentos em reservatórios, Kondolf et al. (2014) afirmam que a sedimentação reduz a capacidade de armazenamento de reservatórios na escala global a uma taxa de 0,5% ao ano (aproximadamente 5% por década), portanto muito maior do que os observados na área de estudo. No entanto, características locais podem impactar consideravelmente a erosão, transporte de sedimentos e deposição em reservatórios, por exemplo, os mesmos autores listam casos em que os reservatórios foram completamente preenchidos por sedimentos.

Lima Neto et al. (2011) estudaram a Bacia do Alto Jaguaribe, com uma área de 24.600 km², próxima a área de estudo deste trabalho e com características ambientais semelhantes, observaram que a rede de reservatórios retinha 62% do sedimento à montante de um grande reservatório estratégico, com retenção de 98% do total. Os autores concluíram que a retenção

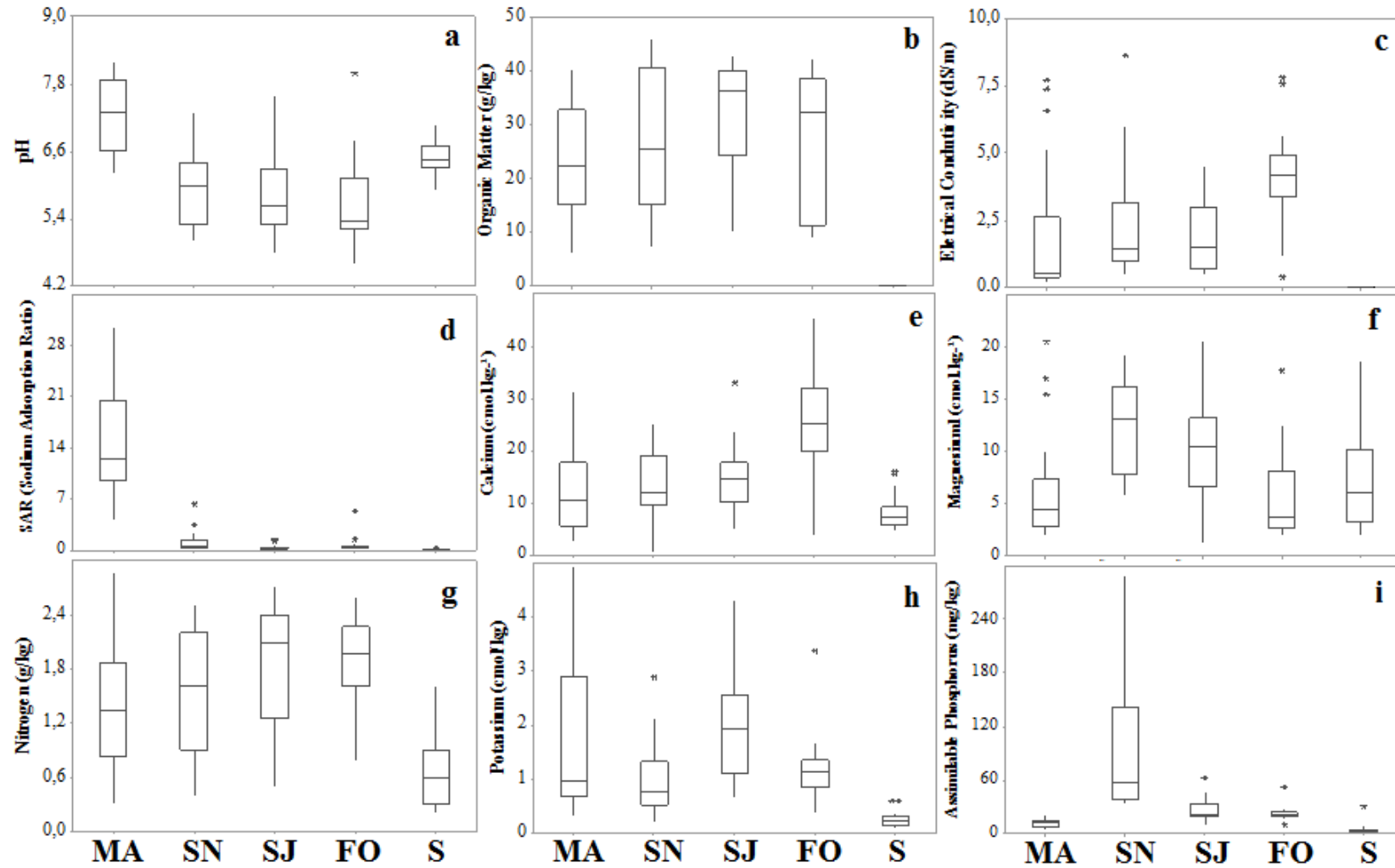
de sedimentos nos reservatórios a montante reduz as taxas de assoreamento nos reservatórios localizados a jusante na bacia.

Além disso, Medeiros et al. (2014) argumentam que o baixo escoamento observado na Bacia do Alto Jaguaribe, como da BHB, reduz a conectividade de sedimentos e representa uma restrição para a propagação de sedimentos das encostas aos riachos. Os autores demonstram, ainda, que cerca de 60% do sedimento erodido é retido na paisagem antes de chegar aos reservatórios, o que deve contribuir para as taxas de assoreamento relativamente baixas observadas na região.

5.2 Características físico-químicas do sedimento dos reservatórios estudados e do solo da região

As características físico-químicas do solo e dos sedimentos são apresentadas na Figura 8, a partir da qual pode-se observar alta variabilidade para a maioria das características investigadas. Em geral, o enriquecimento de nutrientes dos solos aos sedimentos também foi observado, de acordo com Young et al. (1989) que encontraram cerca de três vezes mais nutrientes por unidade de peso das partículas erodidas do solo que o solo original. Em corpos d'água, Frazen (2009) argumenta que os teores de nutrientes são maiores em sistemas lênticos (como reservatórios) do que em sistemas lóticos, pois os produtores armazenam uma fração maior da produção de biomassa, que decanta ao final de seu ciclo de vida, contribuindo para acumulação de nutrientes. Na Figura 8a, pode-se observar os resultados da análise do pH.

Figura 8 - Boxplots das características físico-químicas dos sedimentos e solo da região: a) pH; b) matéria orgânica; c) condutividade elétrica; d) razão de adsorção de sódio; e) cálcio; f) magnésio; g) nitrogênio; h) potássio; i) fósforo assimilável. Marengo (MA), São Nicolau (SN), São Joaquim (SJ), Fogareiro (FO) e solo da região (S).



Foram observados valores de pH ácido para os sedimentos dos açudes Fogareiro, São Joaquim e São Nicolau. Já o sedimento do açude Marengo mostrou-se levemente alcalino (pH = 7,3) e o solo da região onde os reservatórios estão inseridos apresentou pH neutro. A menor variação do parâmetro foi observada no açude Fogareiro, possuindo um desvio padrão de 0,771. Estudos anteriores relataram alta variabilidade espacial em relação ao pH (DIAB et al., 2014; YUAN et al., 2014) para sedimentos ao longo das áreas de deposição, o que não foi observado nos reservatórios analisados.

De acordo com Illés e Tombácz (2006) a variação do pH pode alterar o comportamento de agregação/coesão das partículas de sedimento, devido à alteração de suas propriedades de carga superficial. Em condições ácidas, as partículas de sedimento estão carregadas negativamente e a agregação e, posterior, sedimentação não ocorrem sob essas condições. Baixos valores de pH favorecem ainda a liberação de metais pesados adsorvidos pelas partículas de sedimento para a coluna de água (FONSECA et al., 2011).

Diversos estudos relatam a importância da determinação do pH no sedimento para avaliar o movimento do fósforo na interface água-sedimento (LI et al., 2013; WIEGAND et al., 2014; JIN et al., 2006). Segundo Wetzel (2001), o aumento na adsorção do fosfato pelo sedimento é favorecida por baixos valores de pH (entre 5 e 6). Fisher e Wood (2004) observaram que a taxa de liberação de fósforo do sedimento para a coluna d'água dobrou com o aumento do pH de 8 para 10.

Segundo a literatura, existem duas principais fontes de matéria orgânica (MO) nos sedimentos depositados em reservatórios superficiais: resíduos de plantas e solo carreados de fora do sistema aquático e a decomposição de organismos que vivem nesses sistemas aquáticos (RÖSKE; RÖSKE; UHLMANN, 2008). As condições climáticas e o tipo de uso do solo da bacia hidrográfica influenciam significativamente o teor de MO no sedimento, variando de 0,5% a 20% (FONSECA et al., 2011; HUR et al., 2014). Neste estudo, maiores concentrações de MO foram verificadas no açude Joaquim e menores teores para o reservatório Marengo (Figura 8b). Atenta-se para o fato de que o primeiro reservatório também apresentou maiores valores de nitrogênio e potássio. Esses fatores somados podem degradar a qualidade da água devido a sua liberação para o sistema. Não foram encontrados valores de referência para o tipo de solo que deu origem ao sedimento.

Estudos anteriores relataram alta variabilidade espacial em relação à matéria orgânica (SZCZUCIŃSKI et al., 2013; YUAN et al., 2014) para sedimentos ao longo da área de

deposição de reservatórios superficiais. Mesmo comportamento foi observado nos açudes estudados, principalmente para o reservatório Fogareiro.

Comparando-se o teor médio de matéria orgânica dos sedimentos analisados (cerca de 3%) com valores observados por Turgut, Ozalp e Köse (2015) para um reservatório na Turquia (MO igual a 0,92%), observa-se significativa superioridade para os açudes de regiões semiáridas. Uma das razões para essa diferença pode ser o clima de regiões semiárida, que apresentam altas temperaturas durante todo o ano, favorecendo a decomposição da matéria orgânica.

Turgut, Ozalp e Köse (2015) relatam ainda que reservatórios mais antigos, ou seja, inundados a mais tempo devem apresentar maiores teores de MO, pois os organismos aquáticos estariam degradando a matéria a mais tempo, contudo não se tem essa informação dos reservatórios analisados.

A condutividade elétrica é um importante parâmetro para determinar a salinidade de solos e a qualidade agronômica de um substrato. A Figura 8c apresenta os resultados da análise dessa variável. Menores valores de CE foram observados para o sedimento do reservatório Marengo, contudo os dados apresentaram também o maior desvio padrão. Grande variabilidade foi observada entre os pontos de coleta de um mesmo reservatório. Não foram encontrados valores de referência do solo de origem dos sedimentos.

Braga et al. (2014), avaliando o crescimento de plantas de girassol em substrato contendo sedimentos de açudes de região semiárida, observaram que sedimentos com condutividades elétricas acima de 2 dS.m^{-1} provocaram um menor crescimento das plantas, devido à alta quantidade de sais presentes nesse material. Tal concentração foi verificada apenas para o sedimento do açude Fogareiro ($\text{CE} = 4,2 \text{ dS.m}^{-1}$).

Outro parâmetro relevante na análise de salinidade de solos é Razão de Adsorção do Sódio (RAS). Valores elevados para esse parâmetro trazem como consequência a impermeabilização e endurecimento do solo, havendo redução da sua condutividade hidráulica e também maior dificuldade para a penetração das raízes das plantas (DA COSTA, 2004). De acordo com a Figura 8d, apenas o sedimento do reservatório Marengo apresentou RAS elevada, com mediana dos pontos de coleta de 12,5 e alta variabilidade. Os demais sedimentos, bem como o solo da região, apresentaram RAS menor do que um. Logo, devem ser tomadas algumas medidas antes da utilização desse substrato para produção agrícola, como a lavagem do solo para lixiviação dos sais.

A salinidade e a sodicidade nos solos são uma das maiores ameaças para a agricultura mundial. A salinidade afeta principalmente a capacidade de absorção de água pelas plantas, por conta da redução do potencial osmótico da solução do solo, já a sodicidade afeta a estrutura do solo e, indiretamente, capacidade de infiltração da água (BERNARDO, 1995). A presença de sais no solo pode também provocar problemas de toxicidade para as plantas, diminuindo a produtividade das culturas agrícolas.

Os íons de cálcio e magnésio são utilizados na determinação da RAS de solos, além disso são macronutrientes importantes no desenvolvimento de plantas, principalmente o magnésio, uma vez que compõe a molécula de clorofila. Analisando os resultados da análise de cálcio (Figura 8e) e magnésio (Figura 8f) verificaram-se menores concentrações para o sedimento do açude Marengo, o que provocou uma maior RAS nesse sedimento. Wiegand et al. (2014) relatam que baixas concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} provocam um aumento do fitoplâncton, pois estes íons são essenciais no metabolismo celular das plantas. Comparando-se a concentração de íons entre solo e sedimento, apenas para a concentração de íons de cálcio do solo houve diferenças, sendo esta concentração maior para os sedimentos.

Quanto à composição do sedimento em relação ao nitrogênio total, deve ser destacado o elevado nível de concentração desse elemento no sedimento dos reservatórios estudados, quando comparado com o solo da região onde os açudes estão localizados (Figura 8g). Maiores concentrações desse elemento foram observadas nos reservatórios São Joaquim e Fogareiro, possuindo o primeiro uma maior variabilidade. A Resolução CONAMA 244/2004 estabelece o valor máximo da concentração de nitrogênio total em sedimento de $4,8 \text{ g.kg}^{-1}$. Todos os pontos de coleta de sedimento apresentaram concentrações menores do que a permitida.

Contudo, esse nutriente pode ser liberado para coluna d'água, quando a parte inferior desta encontra-se com baixa concentração de oxigênio, ou mesmo anaeróbica (ESTEVES, 1998; CAVENAGHI, 2005). A dinâmica do nitrogênio é difícil de ser prevista no sedimento (WU et al., 2008), apesar de saber-se que 80-90% do processo de desnitrificação (transformação de NO_3 em N_2) ocorre nos sedimentos (SHAFFER; RONNER, 1984). Os teores de nutrientes, entre eles o nitrogênio, são mais elevados em sistemas lênticos (como reservatórios) do que em sistemas lóticos, devido ao fato de que o sedimento no primeiro ambiente armazena uma fração da produção de biomassa que irá decantar ao término do seu ciclo, contribuindo para a acumulação deste elemento (FRANZEN, 2009). Segundo a autora, o uso do solo da região de entorno do sistema lêntico tem uma forte influência na concentração de nitrogênio na água e no sedimento.

Seguindo o mesmo comportamento do nitrogênio, as concentrações de potássio nos sedimentos foram significativamente superiores ao solo de origem. Além disso, o sedimento do açude São Joaquim também apresentou maior mediana (igual a 1,9) para a concentração de potássio, valor 9 vezes maior que a mediana do solo da região, e o sedimento do Marengo maior variação entre os dados, possuindo um desvio padrão de 1,32 (Figura 8h). Young et al. (1989) em seu estudo observaram que os solos erodidos continham cerca de três vezes mais nutrientes por unidade de peso do que o restante no solo.

De acordo com Chapra (1997), o sedimento é uma importante fonte de fósforo em lagos e reservatórios. O padrão de fluxo do fósforo, em todas as suas formas (fósforo orgânico dissolvido, fósforo orgânico inorgânico e fósforo orgânico particulado), no sistema sedimento-água é um componente essencial para entendimento do ciclo do fósforo em ambientes aquáticos (LIRA, 2017) e influenciada pela biogeoquímica desse sistema (DAPENG et al., 2011).

Analisando a Figura 8i, observa-se que o açude São Nicolau apresentou maiores concentrações de fósforo em seu sedimento. Ademais, o reservatório também apresentou uma alta variabilidade entre os pontos de coleta do sedimento. A concentração de fósforo assimilável no solo de entorno dos reservatórios foi de 1 mg.kg^{-1} e a concentração no sedimento variou de 11 a 57 mg kg^{-1} . Este resultado evidencia o enriquecimento desse elemento no sedimento pela assimilação/adsorção do fósforo dissolvido na água.

Segundo Fragoso Júnior, Ferreira e Marques (2009) partículas inorgânicas no sedimento são capazes de adsorver o fósforo da coluna d'água, principalmente em sedimentos compostos de argila mineral. A adsorção depende ainda das condições ambientais do sistema aquático, como pH, potencial redox e concentrações de fósforo na água. Outros fatores adsorventes do fosfato seriam o Ca^{2+} , o Mg^{2+} , o Al^{3+} e o ferro (ESTEVES; PANOSSO, 2011).

Como já mencionado, baixos valores de pH favorecem a adsorção do fosfato pelo sedimento e pH elevados favorecem a transferência do fósforo do sedimento para a coluna d'água. Tal relação foi observada nesse estudo ao se analisar a Figura 8a (pH do sedimento) e a Figura 8i. O reservatório que apresentou maior concentração de fósforo (São Nicolau) apresentou um pH de 6 e o que apresentou menor concentração (Marengo) apresentou um pH neutro. De acordo com os resultados do estudo de Li et al. (2013), a condição neutra tem desvantagem de liberação de P. Os autores relatam que em condições neutras, o fósforo na água pode ser consumido por alguns microrganismos, como bactérias que utilizam a molécula de fósforo no seu metabolismo. O efeito do pH na liberação de P foi mostrado principalmente através da combinação deste elemento com metais como ferro (Fe), alumínio (Al) e cálcio (KIM

et al., 2004). Em condições alcalinas ($7 < \text{pH} < 9$), uma película protetora de hidróxido férrico é formada na superfície, que tem Fe-P estável relativamente. Além disso, o fenômeno do mecanismo de armazenamento fechado ocorre em na associação ente Al-P, sendo a fração de P composta principalmente de fosfato diácido, que pode ser facilmente absorvido por microorganismos.

Wiegand et al. (2014) relatam que a redução da concentração Ca^{2+} no sedimento diminui a formação de hidroxiapatita [$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$] no sedimento, aumentando a liberação de P orgânico para a coluna d'água, porém essa relação não foi observada nos sedimentos avaliados.

Por fim, diversos estudos (FONSECA et al., 2011; KOSTEN et al., 2011; FRANZEN, 2009) observaram uma correlação linear entre o teor fósforo no sedimento com partículas de granulação fina. Além disso, é relatado que a distribuição do tamanho dos grãos é eficaz no processo de mineralização da matéria orgânica e que a presença de materiais particulados finos com alta área de superfície e poros menores protege a matéria orgânica de decomposição rápida (WATERSON, 2005).

Os resultados da análise física dos sedimentos coletados estão dispostos na Tabela 04. Verificou-se que o sedimento que possui o maior teor de argila natural, também, apresentou maior concentração de P, devido a adsorção desse elemento pelas partículas finas de argila.

Tabela 4 - Resultados das análises físicas dos sedimentos dos reservatórios avaliados

Atributos Físicos	Marengo	São Nicolau	São Joaquim	Fogareiro
Areia (%)	60,4	30,2	23,55	14,05
Silte (%)	22,05	38	37,25	33
Argila (%)	16,9	28	37,2	53,05
Argila Natural (%)	50,8	73,89	41,1	49,5
Classificação textural	Franco Arenoso	Franco Argiloso	Franco Argiloso	Argila

5.3 Tempo de residência da água (T_w)

Estudos de qualidade da água em várias regiões demonstraram que o clima, o uso do solo e a hidrologia das bacias hidrográficas são fatores que afetam diretamente suas características limnológicas (LEE et al., 2010; SOARES et al., 2012; XU et al., 2010) e também sedimentológicas. No entanto, raros trabalhos têm sido produzidos para avaliar a conexão entre essas características e o impacto na composição dos sedimentos. O tempo de residência da água é considerada uma das variáveis de maior importância para a qualidade da água em

reservatórios (BURFORD et al., 2007; JONES; ELLIOTT, 2007). Esse estudo investigou como o tempo de residência (TR) pode afetar a composição química dos sedimentos de fundo de reservatórios de regiões semiáridas.

A Tabela 5 apresenta as características hidrológicas dos reservatórios Marengo, São Nicolau, São Joaquim e Fogareiro, bem como o seu respectivo tempo de residência da água.

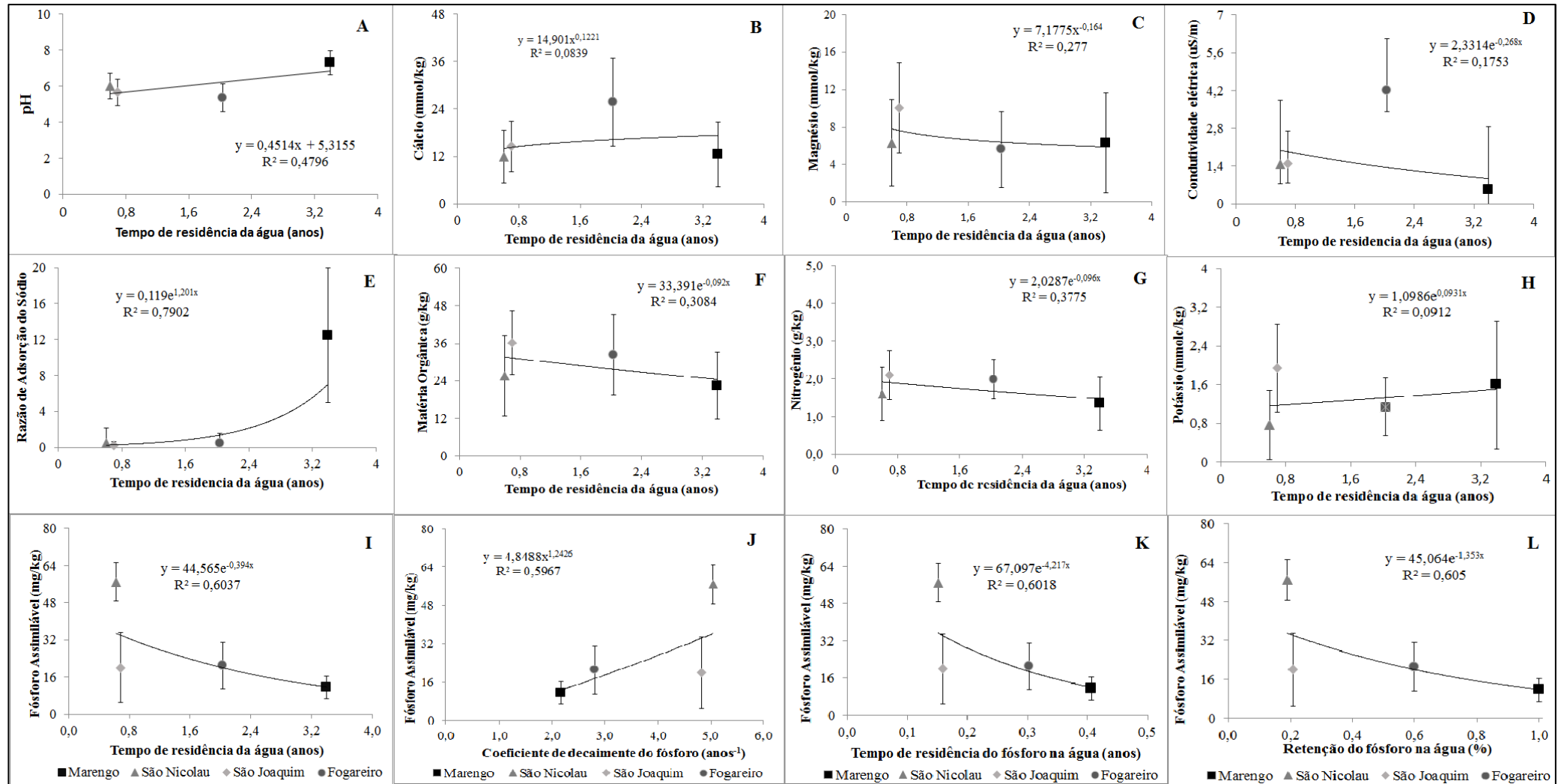
Tabela 5 - Características Hidrológicas dos reservatórios estudados

Características hidrológicas	Marengo	São Nicolau	São Joaquim	Fogareiro
Precipitação média anual (mm)	689,3	689,3	689,3	606,6
Área da bacia hidrográfica (km ²)	120	36,1	34,52	5105,7
Capacidade (hm ³)	15,3	3,2	0,89	119
Aporte anual médio (hm ³)	4,5	1,15	1,3	187
Coefficiente de escoamento	0,11	0,13	0,05	0,06
Lâmina de escoamento médio (mm)	79,2	88,6	37,7	36,6
Tempo de residência da água (ano)	3,4	0,6	0,7	2,03

De acordo com Straskraba (1999), reservatórios com baixos tempos de residência têm comportamento similares à rios e reservatórios com tempos elevados à sistemas lacustres. Baixos tempos de residências foram observados para os açudes São Nicolau e São Joaquim, que são açudes de pequeno porte, ou seja, esses açudes possuem elevada dinâmica de renovação das suas águas. Maior tempo de residência foi observado para o reservatório Marengo, sendo este 5,6 vezes maior que o açude São Nicolau. Os reservatórios cearenses são dimensionados para um TR igual a 2 anos (denominado “critério de Aguiar”) objetivando à otimização da disponibilidade hídrica local (CAMPOS, 2010), porém esta relação observada apenas para o reservatório Fogareiro.

A Figura 09 (A à I) apresenta a correlação entre os parâmetros físico-químicos do sedimento e o TR da água. De forma geral, não se pode verificar uma tendência para as variáveis analisadas, pois, estatisticamente, não há pontos amostrais suficientes para maiores inferências, pois como apenas com 04 pontos, a curva possui alto grau de tendenciosidade. Além disso, os resultados das análises apresentaram alta variabilidade para um mesmo reservatório, impossibilitando assim, a identificação de um comportamento para a correlação entre as características físico-químicas do sedimento e o tempo de residência hídrica.

Figura 9 – Correlação entre as características físico-químicas dos sedimentos e o tempo de residência da água: a) pH; b) cálcio; c) magnésio; d) condutividade elétrica; e) razão de adsorção de sódio; f) matéria orgânica; g) nitrogênio; h) potássio; i) fósforo. As figuras j, k e l apresentam a correlação entre o teor de fósforo



A Figura 09A apresenta a correlação entre o pH do sedimento e o TR da água. Observa-se uma discreta redução do pH com o aumento do TR, para 2 anos, depois um aumento expressivo para TR maiores.

Segundo ESTEVES (1998), regiões com balanço hídrico negativo tendem a possuir um ecossistema aquático alcalino. Logo, pode-se inferir que reservatórios que passam mais tempo seco, ou seja, que possuem uma menor taxa de renovação de suas águas (definição de elevado tempo de residência hídrica) apresentam pH do meio mais elevado. Isso ocorre pela ligação de carbonatos e bicarbonatos constituintes do sedimento com moléculas de cálcio ou sódio dissolvidas na água formando sais básicos (como bicarbonato de cálcio), elevando assim o pH do sistema. Essa relação foi observada nesse estudo, onde encontrou-se uma tendência de aumento do pH no sedimento com a elevação do TR da água.

Com a precipitação de carbonatos de cálcio no sedimento esperava-se que o teor de cálcio nesse material também aumentasse, contudo não se pode observar essa relação. Além disso, a tendência é que a concentração de cálcio se eleve em lagos que estão sempre inundados (total ou parcialmente) pela solubilização de rochas calcárias (ESTEVES, 1998). O cálcio nos sedimentos coletados apresentou baixíssima correlação com o tempo de residência da água (Figura 9B).

A tendência do escoamento superficial é trazer partículas de solo dissolvidas na água da chuva, sendo que o solo erodido pode conter alguns nutrientes (como nitrogênio, fósforo, potássio, magnésio e cálcio) oriundo de fertilizantes agrícolas utilizados na agricultura, aumentando assim a concentração desses elementos na água e sedimento. Esperava-se, portanto, que os reservatórios com menores TR's (São Joaquim e São Nicolau) apresentassem alta concentração de magnésio no sedimento, contudo não se pode observar este comportamento no estudo, devido talvez ao reduzido número de pontos amostrais (Figura 9C).

A condutividade elétrica (CE) é a capacidade que um material possui em conduzir corrente elétrica, sendo dada em função da concentração de íons livres no sistema. De acordo com Molin e Rabelo (2011), as principais linhas de pesquisa acerca dos fatores que influenciam na CE estão centralizadas em características como salinidade, textura e algumas propriedades químicas de interesse agrícola, como a capacidade de troca catiônica (CTC). Com isso, espera-se que a CE dos sedimentos apresente comportamento semelhante às variáveis como cálcio e magnésio, o que pode ser verificado nesse estudo (Figura 9D).

Elevadas concentrações de sais, com predominância do sódio, geram efeitos negativos e alarmantes sobre os solos, devido às modificações que estes elementos promovem nos

processos físicos, como infiltração de água no solo, e químicos, causando o desequilíbrio entre a dispersão e floculação de coloides (BARROS et al., 2009). Em sedimentos que possam tornar-se substrato para o crescimento de plantas, esses elementos devem ser determinados, pois sais em abundância causam toxidez à planta, afetando negativamente seu crescimento.

A RAS é uma medida capaz de avaliar se o sistema possui sais em excesso e se, entre esses sais, há predominância do sódio. Analisando a Figura 9E, percebe-se um crescimento da RAS em função do tempo de residência hídrica. As Figuras 9B e 9C, apresentam a relação entre TR da água em relação ao cálcio e magnésio, respectivamente, sendo observada uma tendência inversa entre essas variáveis, portanto, verificando a Equação 08, espera-se que a RAS apresente um comportamento contrário ao cálcio e magnésio, como verificado nesse estudo. Pode-se concluir, de maneira indireta, que há acumulação do sódio em reservatórios com elevado do tempo de residência da água. Então, os sedimentos desses açudes, quando reutilizados como fonte de nutrientes para a produção agrícola, devem ser evitados ou passar por um tipo de tratamento que remova esses sais que estão em excesso.

A Figura 9F apresenta correlação entre matéria orgânica (MO) do sedimento e o TR da água. Assim como para os outros parâmetros, não foi possível determinar um comportamento para a variável, contudo a tendência é que o teor de MO no sedimento diminua com aumento do tempo de residência da água. Isso ocorre pelo fato de que os reservatórios com menor tempo de residência apresentarem maiores lâminas de escoamento superficial, estando essa propriedade diretamente relacionada com a capacidade de transporte de matérias orgânicas (resto de vegetais e solos ricos em nutrientes) para dentro dos açudes (PINTO et al., 1976).

O aumento da temperatura da água influencia diretamente o teor de matéria orgânica de um ecossistema, pois acelera o metabolismo dos microrganismos decompositores. Altas taxas de consumo de detritos orgânicos, sobretudo daquele acumulado sobre o sedimento, são de vital importância na reciclagem de nutrientes, já que maior parte dos detritos produzidos são decompostos e reabsorvidos na zona eufótica. De acordo com Esteves (1998), a baixa concentração de nutrientes em lagos tropicais é compensada pela alta taxa de reciclagem.

Os resultados deste processo podem ser notados na composição do sedimento da maioria dos corpos hídricos tropicais, que é geralmente pobre em matéria orgânica (teor de matéria orgânica < 10% do peso seco), sendo, portanto, do tipo mineral (ESTEVES, 1998). Ainda, segundo o autor, baixos teores de matéria orgânica resultam na diminuição da comunidade zoobentônica, ficando esta restrita a camada superficial de sedimento (até 1 cm). Os zoobentos tem fundamental importância no fluxo de energia e na ciclagem de nutrientes dentro do

processo de decomposição de MO e também porque tomam parte na cadeia alimentar de vários organismos aquáticos, principalmente dos peixes. Além disso, suas atividades mecânicas reduzem a concentração de nutrientes do sedimento, pois estes são liberados para a coluna d'água.

Portanto, o teor de matéria orgânica no sedimento tem influência indireta sobre o teor de nutrientes (como nitrogênio, fósforo e potássio) nesse compartimento. Além disso, a matéria orgânica dissolvida na água é capaz de adsorver alguns compostos, como hidróxido de alumínio, precipitar até o sedimento, aumentando seu pH. Tal relação entre nitrogênio e MO foi verificada nesse estudo (Figura 9G).

Um dos elementos mais importantes no metabolismo de ambientes aquáticos é o nitrogênio. Esta molécula tem fundamental importância na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. Em corpos hídricos eutrofizados, onde há uma tendência de consumo do oxigênio dissolvido (OD), ou seja, de anaerobiose do sistema, pode-se encontrar elevadas concentrações deste íon (ESTEVEES, 1998).

Ainda, segundo o autor, ambientes nessa condição (déficit de oxigênio), possuem uma baixa eficiência do processo de nitrificação, elevando a concentração de amônio no hipolímnio. Algumas bactérias desempenham um papel importante na fixação do nitrogênio total, entre as mais comuns, tem-se as *Clostridium pasteurianum* e algumas espécies do gênero *Azotobacter*. Estes organismos são encontrados em maior densidade no sedimento e sua distribuição em águas continentais é fortemente influenciada pela concentração de oxigênio do meio. As bactérias do gênero *Azotobacter* habitam, preferencialmente, ambientes oxigenados, enquanto as bactérias do gênero *Clostridium* habitam estratos anaeróbios (ESTEVEES, 1998).

Em conjunto com o processo de nitrificação, acontece a desnitrificação do nitrogênio no sedimento, que ocorre principalmente em condições anaeróbias. A desnitrificação é o fenômeno de transformação de nitratos em nitrogênio gasoso pela ação de bactérias desnitrificantes. Nos sedimentos de ecossistemas aquáticos, a desnitrificação ocorre de maneira mais acentuada (que a nitrificação), pois além das baixas teores de oxigênio, há disponibilidade de grande quantidade de material orgânico.

A desnitrificação é um fenômeno de grande significado ecológico, pois é por meio dele que o nitrogênio molecular do sedimento é transferido para a coluna d'água (ESTEVEES, 1998) e da coluna d'água para atmosfera. Estudos sobre a taxa de fixação de nitrogênio em sedimento lacustre ainda são escassos. Brezonik e Lee (1968), estimaram uma perda de 11% do nitrogênio total por ano no lago Mendota (EUA), devido a desnitrificação. Em escala laboratorial,

Vankessel (1977) mostrou que 95% do nitrato presente no sedimento foi eliminado sob a forma de nitrogênio gasoso.

Percebe-se, então, uma relação entre a baixa concentração de OD na água e a redução da concentração do nitrogênio no sedimento. Reservatórios com maior TR, tendem a ter déficit de OD, pelo fato de ter uma baixa taxa de renovação de suas águas e menor aeração do sistema provocando, portanto, uma anaerobiose no sistema. Tal condição irá favorecer a ocorrência de desnitrificação (no lugar da nitrificação), diminuindo assim a concentração de nitrogênio total no sedimento.

Em relação ao teor de potássio no sedimento e o tempo de residência da água TR (Figura 9H) foi observada uma fraca correlação entre as variáveis ($R^2= 0,12$). A influência do potássio no sedimento ainda é pouco estudada, não sendo encontrado na literatura estudos que relacionem esses dois parâmetros.

O fósforo em ambientes aquáticos está presente na forma de fosfatos e possui duas origens principais: naturais, seja trazido pelo escoamento superficial que carrega vestígios do intemperismo das rochas da bacia de drenagem, seja pela sua liberação na matéria orgânica em decomposição; e artificiais, pelo lançamento de esgotos nos corpos hídricos.

Grande parte do fosfato que chega aos ecossistemas aquáticos pode ser precipitada no sedimento, a depender de algumas condições físico-químicas do meio, como a textura do sedimento, a concentração de oxigênio dissolvido na água e a presença de íons de ferro, alumínio e cálcio.

Na Figura 9I, podemos observar uma tendência exponencial de redução da concentração de fósforo (P) assimilável no sedimento com o aumento do tempo de residência hídrica do reservatório.

Dois processos explicam esse comportamento. O primeiro processo é o de assimilação do fosfato pelos íons de ferro oxidados (Fe^{3+}), que em águas continentais encontra-se na forma complexada (hidróxido de ferro hidratado), que estão dissolvidos na água. Esses íons adsorvem e se combinam com fosfato, precipitando-o no sedimento, ou seja, íons de ferro oxidados transferem o fósforo da água para o sedimento (ESTEVEZ, 1998). Os íons de ferro oxidados são gerados quando se há maiores concentrações de OD na água. Como relatado, açudes com menores TR's tendem a possuir uma maior concentração de OD do meio, oxidando uma maior quantidade de íons de ferro. Estes irão adsorver o fosfato presente na água, precipitando-o no sedimento.

O segundo processo possui o mesmo princípio do primeiro, ou seja, há a adsorção do fosfato dissolvido na água e, posterior, precipitação no sedimento, porém o íon nesse processo é o cálcio, que se combina ao fósforo, dando origem ao fosfato de cálcio. Portanto, a concentração de fósforo no sedimento tende a ter uma relação diretamente proporcional à concentração de cálcio, comportamento este que foi verificado neste estudo.

Outros parâmetros importantes foram relacionados na tentativa de melhor explicar a dinâmica do teor de fósforo no sedimento, como o coeficiente de decaimento, tempo de residência e taxa de retenção de fósforo na água (Figura 9J, 9K, 9L, respectivamente).

A velocidade com que o fósforo é transferido da coluna d'água para o sedimento é medida através da velocidade de sedimentação (LIRA, 2017). Essa velocidade, por sua vez, depende diretamente do coeficiente de caimento do fósforo na água. Portanto, quanto maior esse coeficiente, maior será a transferência do fósforo da interface água para o sedimento, comportamento este observado no presente estudo (Figura 9J).

Mesma lógica foi observada na correlação entre o tempo de residência do fósforo na água e a concentração de fósforo assimilável no sedimento (Figura 9K), ou seja, se os fosfatos permanecem dissolvidos na água mais tempo, não irá ocorrer precipitação desses compostos e, portanto, o teor de fósforo no sedimento diminui.

Por fim, ratificando os resultados anteriores, observou-se uma considerável correlação entre a taxa de retenção do fósforo na água e o teor de fósforo no sedimento dos reservatórios estudados. A tendência é que a concentração de fósforo reduza exponencialmente com o aumento da retenção do fósforo na água (Figura 9L).

5.4 Adubação dos solos com sedimento para a cultura do milho

Desde o final da década de 1990, a ideia de utilizar sedimentos assoreados em reservatórios como fertilizantes para solos agrícolas tem se propagado (FONSECA et al., 1998), com vários estudos demonstrando que a adição de sedimentos aos solos melhora suas propriedades físico-químicas, resultando em maior produção total de matéria seca das plantas (por exemplo, FONSECA et al., 2003; CAPRA et al., 2015; BRAGA et al., 2017). Para avaliar o potencial de sedimento como fertilizante na escala do campo agrícola, o milho foi considerado neste estudo como a cultura a ser cultivada considerando a prática de reutilização de sedimentos.

O milho é uma cultura que normalmente requer o uso de adubação nitrogenada para complementar a quantidade suprida pelo solo, quando se almeja aumentar a produtividade (COELHO, 2013). Os estudos no Brasil mostram resposta considerável do milho à adubação nitrogenada (GROVE; RITCHEY; NADERMAN, 1980; COELHO et al., 1992). Esses autores mostram que, em geral, de 70 a 90% dos ensaios de adubação com milho realizados a campo no Brasil respondem à aplicação de nitrogênio.

O ciclo do nitrogênio na natureza é considerado com um dos mais dinâmicos, pelo fato desse elemento ter uma grande variação do estado de oxidação, aparecendo em várias formas químicas. No solo, o nitrogênio se apresenta em uma forma muito instável e sujeito a saída do sistema. O ciclo do nitrogênio no solo se inicia com sua passagem da forma orgânica para a mineral (amônia), pela ação de microrganismos. A amônia pode ser volatilizada ou reagir com íons de hidrogênio presentes no solo, resultando em amônio (COELHO, 2007). Este íon pode ser retido por atração de cargas nos coloides, ser incorporado por plantas ou sofrer reações e transformar-se em nitrato (NO_3^-).

A alta velocidade dessa reação torna o nitrogênio muito móvel no solo, pois o nitrato pode ser lixiviado pelo escoamento superficial de água, contaminando os corpos hídricos. Além disso, em ambientes com baixa tensão de oxigênio, pode ocorrer desnitrificação (conversão de NO_3^- em nitrogênio gasoso), retornando o elemento para a atmosfera (COELHO, 2007). Por conta dessa mobilidade e facilidade de saída do sistema solo-planta, é comum considerar-se nulo o teor de nitrogênio em solos naturais. Com base nessa suposição, a massa de sedimento dos quatro reservatórios estudados necessária para fertilizar os solos da área de estudo foi computada (Tabela 6).

Tabela 6 - Massa de sedimento necessária para atender as exigências nutricionais do milho na produção de grãos com alto rendimento

Tipo de fertilização requerida	Tipo de solo	Massa de sedimento ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) por reservatório			
		Marengo	São Nicolau	São Joaquim	Fogareiro
Adubação nitrogenada	Todos os tipos	161.940	135.625	103.333	109.873
Adubação potássica	Planosolo Nátrico	27,8	42,4	4,9	34,3
	Luvisolo Hipocrômico	34,9	34,0	34,6	30,5
Adubação fosfatada	Planosolo Nátrico	33,8	32,9	33,4	29,4
	Luvisolo crômico	37,6	36,8	37,3	33,2
	Neosolo Litólico	36,6	35,5	36,1	32,0

Pode-se observar que as massas de sedimentos dos reservatórios estudados necessárias, variam na faixa de aproximadamente 100 a 140 toneladas por hectare, para fertilizar os solos na BHB para atender à exigência de nitrogênio da cultura do milho. Somente o reservatório de Marengo exigiria maiores quantidades de sedimentos para fertilização, mas este também é o reservatório com alta taxa da razão de adsorção do sódio e, portanto, inadequado para o uso de sedimentos como fertilizante. Este achado dá margem à necessidade de se conduzir análises de sedimentos antes de se adotar indistintamente a prática de reutilização de sedimentos. Desse modo, uma análise laboratorial dispendiosa e demorada poderia ser complementada por técnicas de sensoriamento remoto, pelo menos para a avaliação das características de solo e sedimento superiores (por exemplo, ROSSEL et al., 2006).

O teor de potássio na massa de sedimentos necessária para correção do nitrogênio mostrou-se suficiente para suprir a necessidade nutricional do milho, com exceção do solo do tipo Planosolo Nátrico, para o qual é necessária a adição de adubo químico (cloreto de potássio).

Por outro lado, o teor de fósforo na massa de sedimentos utilizada para o suprimento de nitrogênio não é suficiente para suprir as necessidades do milho, e adubação quimicamente adicional, na forma de superfosfato simples, é sugerida para os solos da área de estudo, exceto os Luvisolos Eutróficos. Os demais macronutrientes, Ca^{2+} e Mg^{2+} , podem ser fornecidos em quantidade adequada pelo solo.

Da relação entre a massa total de sedimentos depositada anualmente nos 1.029 reservatórios (quase 7.10^5 toneladas por ano) pela massa de sedimentos necessária para suprir a demanda de nitrogênio do milho, pode-se estimar a área potencialmente adubada na Bacia do Rio Banabuiú, assumindo que o sedimento dos reservatórios amostrados é representativo da bacia (Tabela 8).

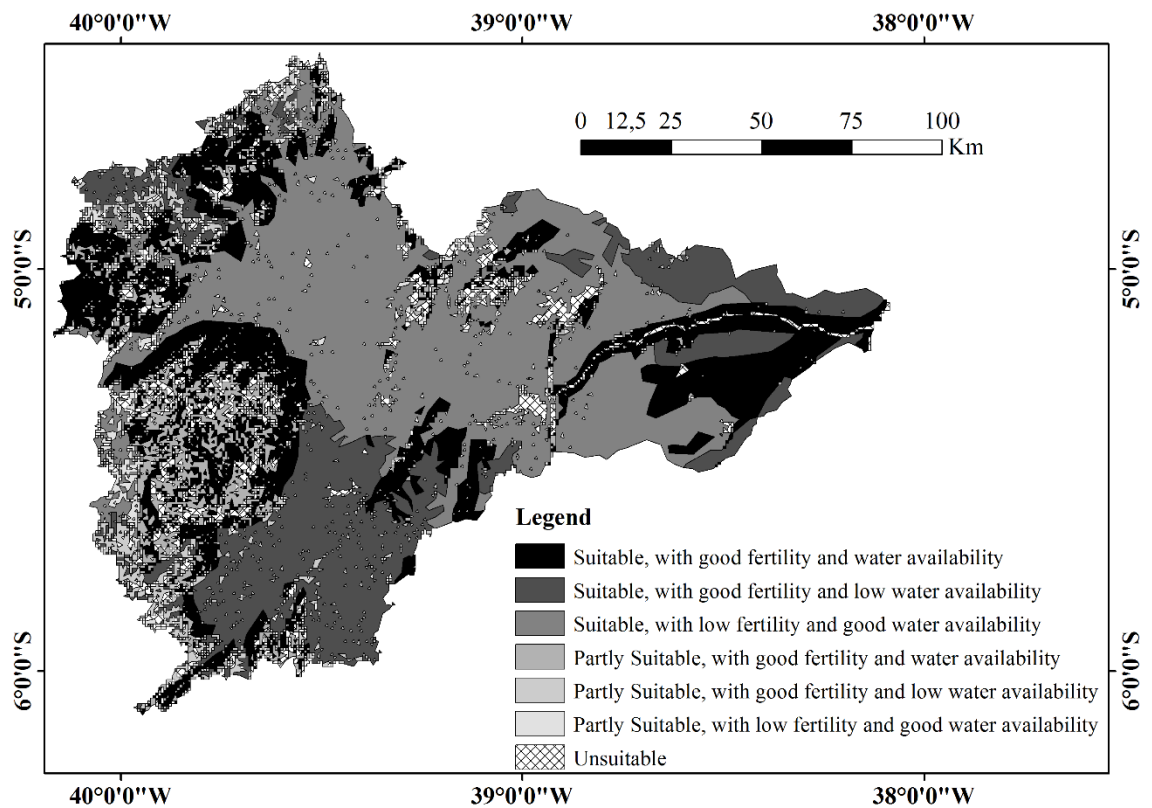
Tabela 7 - Área potencialmente fertilizada com a técnica de reutilização de sedimentos considerando a massa de sedimentos de todos os reservatórios da bacia do rio Banabuiú e as características dos sedimentos dos quatro reservatórios estudados

Sedimento	Massa de sedimento requerida ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	Área potencialmente fertilizada ($\text{ha}\cdot\text{ano}^{-1}$)
Marengo	161.940	4.310
São Nicolau	135.625	5.146
São Joaquim	103.333	6.755
Fogareiro	109.873	6.352

5.5 Mapeamento de áreas com aptidão agrícola da BHB

Quanto à aptidão agrícola dos solos da BHB, Lima (2019) classificou os solos em sete níveis (Figura 24) e constatou que 9% (aproximadamente 1.800 km²) e 12% (aproximadamente 2.400 km²) da bacia são inadequados e parcialmente adequado para a agricultura, respectivamente, de acordo com a suscetibilidade do solo à erosão. Na área adequada para agricultura, a maior parte (43% da bacia total) foi classificada como apresentando boa fertilidade, localizada ao longo dos córregos perto da saída da bacia, bem como nas fronteiras norte e sul e no sopé das montanhas situadas na porção oeste. A região com baixa fertilidade do solo, mas ainda adequada para a agricultura, onde a prática de reutilização de sedimentos deveria ser mais vantajosa, cobre 36% da bacia com uma área de aproximadamente 7.100 km² espalhada na porção centro-norte da BHB (Figura 10).

Figura 10 - Mapa de Aptidão Agrícola da Bacia Hidrográfica do Banabuiú, Ceará, Brasil.
Fonte: LIMA (2019).



5.6 Análise custo-benefício do reuso de sedimentos

Os custos de reutilização de sedimentos como fertilizantes compreendem análise físico-química, extração de sedimentos dos reservatórios, carga, transporte e descarga no campo de cultivo. A principal deficiência da prática parece ser a extração de sedimentos, já que a dragagem requer algum esforço e geralmente é custosa.

Em ambientes secos como na região de estudo, pequenos reservatórios secam completamente com alta frequência, pelo menos a cada dois anos na BHB. Esta característica contribui para a viabilidade da prática proposta, pois os sedimentos são expostos no final da estação seca, podem ser facilmente acessados e escavados, diminuindo assim os custos.

Os custos de fertilização nitrogenada com sedimentos são apresentados na Tabela 6. O volume de sedimento requerido foi calculado como a razão da exigência de massa de sedimentos para a densidade de sedimento, assumida como $1,3 \text{ t.m}^{-3}$. O preço total foi calculado assumindo um custo unitário de R\$ 12,06 por metro cúbico de sedimento, conforme proposto pela Secretaria de Infraestrutura do Estado do Ceará - SEINFRA / CE (ver seção 2.5).

Tabela 8 - Custos da fertilização nitrogenada dos solos pelo sedimento para atender a requisição nutricional do milho

Características do sedimento	Massa de sedimento requerida (kg.ha ⁻¹)	Volume de sedimento requerido (m ³ .ha ⁻¹)	Custo total (R\$.ha ⁻¹)
Marengo	161.940	124,6	1545,14
São Nicolau	135.625	104,3	1294,04
São Joaquim	103.333	79,5	985,96
Fogareiro	109.873	84,5	1048,35

Para atender completamente às exigências nutricionais do milho em relação aos macronutrientes, verificou-se que fósforo e potássio adicionais deveriam ser fornecidos, conforme o tipo de solo. A compra e o transporte dos fertilizantes comerciais produzem um custo extra da prática de reutilização de sedimentos e foram considerados no cálculo do custo total.

A Tabela 9 apresenta os custos de aquisição e transporte dos fertilizantes químicos comerciais, bem como os custos totais da prática de reutilização de sedimentos.

Tabela 9 - Custos da fertilização comercial complementar (aquisição e transporte) e custo total do reuso de sedimento para atender a requisição nutricional do milho

Tipo de Fertilizante	Tipo de solo	Custos (R\$.ha ⁻¹) de acordo com o sedimento por reservatório*			
		MA	SN	SJ	FO
Fertilização química fosfatada	Luvisolo Hipocrômico	257,18	251,01	254,89	224,74
	Planosolo Nátrico	248,80	232,21	232,21	199,05
	Luvisolo crômico	277,52	265,38	265,38	232,21
	Neosolo Litólico	269,75	232,21	265,38	232,21
Fertilização química potássica	Natric Planosol	105,40	157,98	52,78	605,22
Fertilização química nitrogenada	Todos tipos	1545,14	1294,04	985,96	1048,35
Análise química	Todos tipos	58,71	49,17	37,46	39,83
Total dos custos da prática de reuso de sedimento	Luvisolo Hipocrômico	1861,03	1594,20	1278,34	1312,92
	Planosolo Nátrico	1958,01	1733,38	1308,40	1445,25
	Luvisolo crômico	1766,47	1608,60	1288,80	1320,39
	Neosolo Litólico	1873,60	1575,43	1288,80	1320,39
	Luvisolo Eutrófico	1603,85	1343,22	1023,41	1088,18

*MA, SN, SJ e FO representam os reservatórios Marengo, São Nicolau, São Joaquim e Fogareiro, respectivamente.

Os custos totais da adubação do solo com sedimentos e fertilizantes comerciais complementares apresentam amplas faixas, de R\$1023 a 1958 por hectare, de acordo com as características do sedimento e do déficit nutricional do solo. O sedimento do reservatório

Marengo apresenta os maiores custos, especialmente na área com planossolo, mas este é o reservatório onde foram observados altos valores de RAS, o que pode levar à salinização do solo. Portanto, o sedimento do reservatório de Marengo não é adequado para reutilização. Para os demais reservatórios, o maior custo para fertilização com a técnica de reuso de sedimentos é de R\$ 1733,38 por hectare. Os menores custos foram observados para o sedimento do reservatório de São Joaquim, onde foram encontrados altos teores de nitrogênio e potássio.

A Tabela 10 apresenta os custos totais de fertilização química dos solos para atender às exigências nutricionais do milho para nitrogênio, fósforo e potássio. Em geral, os custos relativamente altos são observados para a fertilização química na área de estudo, particularmente em solos com baixa fertilidade como o Planossolo Nátrico.

Tabela 10 - Custos totais da fertilização química (compra e transporte) do solo para atender a requisição nutricional do milho

Tipo de solo	Custos (R\$.ha ⁻¹) de acordo com tipo de fertilização			
	Nitrogênio	Fósforo	Potássio	TOTAL
Luvisolo Hipocrômico	1.234,37	298,55	0,00	1.532,92
Planossolo Nátrico	1.234,37	265,38	316,13	1.816,48
Luvisolo crômico	1.234,37	298,55	0,00	1.532,92
Neosolo Litólico	1.234,37	298,55	0,00	1.532,92
Luvisolo Eutrófico	1.234,37	0,00	0,00	1.234,37

Em geral, a adubação do solo com a técnica de reutilização de sedimentos na BHB apresenta custos compatíveis com os observados para aplicação de fertilizantes químicos comerciais, representando, portanto, uma fonte de macronutrientes com viabilidade econômica para o setor agrícola. Se for utilizado sedimento com alto teor de nutrientes, como o do reservatório de São Joaquim, a economia com a fertilização do solo com a técnica de reutilização de sedimentos pode ser de 16% a 28%, dependendo do tipo de solo. A reutilização de sedimentos de reservatórios com menor teor de nutrientes, como o São Nicolau, pode ser até 9% mais cara que a adubação tradicional.

A viabilidade econômica da prática de reutilização de sedimentos pode ser avaliada em função do teor de nitrogênio no sedimento. Ao comparar os custos de reutilização de sedimentos em função do teor de nitrogênio com aqueles gerados pela adubação nitrogenada com fertilizantes comerciais (1234,37 R\$.ha⁻¹), observa-se que os sedimentos com teor de nitrogênio acima de 1,5 g.kg⁻¹ são, economicamente, mais eficientes.

A obtenção de nutrientes a partir de diferentes resíduos tem sido proposta em todo o mundo, mas os custos geralmente são uma restrição. Por exemplo, Kok et al. (2018) avaliou a

recuperação de fósforo de efluentes para reutilização agrícola em escala global e percebeu que, embora as águas residuais possam potencialmente satisfazer 20% da demanda global de fósforo, apenas 4% da descarga de esgoto é tecnologicamente e economicamente utilizável.

Anteriormente à adoção do sedimento como fonte de nutrientes, as análises físico-químicas são recomendadas, representando cerca de 3% do custo total estimado neste estudo (Tabela 11). O uso de imagens de satélite hiperespectrais para mapear o conteúdo de nutrientes nos solos e sedimentos (ROSSEL et al., 2006) pode não apenas reduzir esses custos, mas também tornar a prática mais atraente, evitando a demorada análise laboratorial. Abordagens de sensoriamento remoto para identificação de áreas com déficit nutricional e reservatórios com maior teor de nutrientes auxiliam na otimização da técnica de reutilização de sedimentos.

Benefício adicional resultante da reutilização de sedimentos consiste na melhoria da qualidade da água. A reciclagem de nutrientes dentro da bacia onde são gerados faz com que não seja necessária a adição de fertilizantes químicos externos em campos agrícolas, o que tem sido apontado como uma importante fonte antropogênica de nutrientes que contribuem para a eutrofização globalmente (MAAVARA et al., 2015). Além disso, os sedimentos enriquecidos com nutrientes representam uma fonte potencial de fósforo para a água em reservatórios, e a remoção dessas camadas ajuda a manter a qualidade da água em níveis mais aceitáveis (LIRA, 2017).

Apesar da viabilidade de reutilização de sedimentos como fonte de nutrientes, demonstrada neste trabalho, deve-se ter cautela para evitar possíveis problemas. Por exemplo, o alto teor de sódio observado no sedimento de um dos reservatórios pesquisados neste estudo pode levar à salinização do solo e afetar negativamente o crescimento das plantas (BRAGA et al., 2017). Além disso, metais pesados e/ou outros elementos tóxicos nos sedimentos (YUAN et al., 2014) poderiam potencialmente contaminar os solos se presentes em altas concentrações (FONSECA et al., 2003; MATTEI et al., 2017).

A técnica de reutilização de sedimentos foi avaliada neste estudo em uma bacia semiárida onde a maioria dos reservatórios costuma ficar completamente seco, expondo os sedimentos e possibilitando sua obtenção por escavação. Em ambientes onde a remoção de sedimentos requer dragagem, os impactos ambientais de tais práticas devem ser avaliados, como a degradação da qualidade da água causada pela ressuspensão de sedimentos da zona anóxica.

6 CONCLUSÕES

O assoreamento de reservatórios superficiais na bacia do Rio Banabuiú (BHB), com 19.800 km², representa uma redução da capacidade de armazenamento de 1,6 a 1,8% por década, com um acúmulo total de sedimentos de 7.10⁵ toneladas por ano nos 1.029 reservatórios estratégicos com espelhos d'água maiores que 5 hectares.

De um modo geral, observa-se um enriquecimento de nutrientes nos sedimentos em relação aos solos da bacia, o primeiro representando potencialmente uma importante fonte de nutrientes para o setor agrícola pela técnica de reutilização de sedimentos. Devido à alta variabilidade espacial das características dos sedimentos, as análises físico-químicas são recomendadas não apenas para definir a massa de sedimento a ser utilizada como fertilizante, mas também para identificar qualquer restrição à reutilização de sedimentos como fertilizante. Por exemplo, o reservatório de Marengo, na área de estudo, apresentou altas taxas de razão de adsorção de sódio, o que pode contribuir para a salinização do solo. Também, deve-se considerar análises de metais adsorvidos aos sedimentos, para auxiliar na tomada de decisão, mesmo não tendo feito parte do escopo dessa Pesquisa.

Na BHB, onde os reservatórios secam com frequência e os sedimentos podem ser removidos por escavação regular, a adubação do solo com a técnica proposta apresenta custos menores que os observados para aplicação de fertilizantes químicos comerciais. Economias com adubação do solo por meio da técnica de reutilização de sedimentos podem chegar a 28%, mas em reservatórios com baixo teor de nutrientes no sedimento, a adoção da prática pode gerar custos até 9% superiores aos da adubação tradicional. De acordo com as condições locais e os custos de fertilização, os sedimentos com teor de nitrogênio acima de 1,5 g.kg⁻¹ são eficientes como fonte de nitrogênio.

Como perspectiva, propomos investigações adicionais sobre os benefícios adicionais da prática de reutilização de sedimentos não avaliados neste estudo, como a melhoria da qualidade da água pela remoção de nutrientes. Além disso, mapear o conteúdo de nutrientes em solos e sedimentos usando imagens hiperespectrais de satélite deve contribuir não apenas para a redução de custo da técnica de reutilização de sedimentos, mas também para auxiliar no planejamento em escala regional identificando geograficamente as fontes de nutrientes (reservatórios) e os solos com déficit de nutrientes.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

REFERÊNCIAS

- ABREU JUNIOR, C. H.; BOARETTO, A.; MURAOKA, T.; KIEHL, J. C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. **Tópicos Ciência do solo**, [s.l.], v. 4, p. 391-470, 2005.
- AMORIM, Ricardo S. S. **Avaliação dos modelos para predição da erosão hídrica USEL, RUSLE e WEPP para condições edafoclimáticas brasileiras**. 2004. 120p. Tese (Doutorado) – Pós-Graduação em Agronomia. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004.
- ARAÚJO, Eliakim Martins. **ESTIMATIVA DO ASSOREAMENTO DE UM PEQUENO RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO RURAL ATRAVÉS DO ESTUDO DOS SOLOS E DE FONTES DE SEDIMENTO**. 2012. 72p. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.
- ARAÚJO, J. C. Assoreamento em reservatórios do semiárido: modelagem e validação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [s.l.], v.8, p.39-56, 2003.
- ARAÚJO, J. C.; KNIGHT, D. W. A review of the measurement of sediment yield in different scales. **Revista Escola de Minas**, [s.l.], v. 58, n. 3, p. 257-265, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/s0370-44672005000300012>.
- ARAÚJO, J. C.; GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. Loss of reservoir volume by sediment deposition and its impact on water availability in semiarid Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, [s.l.], v. 51, n. 1, p.157-170, 2006. <http://dx.doi.org/10.1623/hysj.51.1.157>.
- BERNARDO, S. **Manual de irrigação**. 6ed. Viçosa; Universidade Federal de Viçosa, 1995.
- BERTONI, José; LOMBARDI NETO, Francisco. **Conservação do Solo**. 2. ed. São Paulo: Ícone, 1990.
- BRAGA, B. B.; NUNES JUNIOR, F. H.; BARBOSA, R. M.; BRITO, P. O. B.; MARTINS, K.. MEDEIROS, P. H. A.; GONDIM, F. A. Biomass Production and Antioxidative Enzyme Activities of Sunflower Plants Growing in Substrates Containing Sediment from a Tropical Reservoir. **Journal of Agricultural Science**, [s.l.], v. 9, n. 5, p. 95-106, 2017. <https://doi.org/10.5539/jas.v9n5p95>.
- BRASIL. Agência Nacional de Águas (ANA). Banco de Dados Hidroweb. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em 21 de julho de 2017.
- BRILS, J.; BOER, P.; MULDER, J.; BOER, E. Reuse of dredged material as a way to tackle societal challenges. **Journal of Soils Sediments**, [s.l.], v. 14, p. 1638–1641, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0918-0>.
- BREZONIK, P. L.; LEE, G. F. Dentrification as a nitrogen sink in Lake Mendota, Wisconsin. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 2, n. 2, p.120-125, 1968. <http://dx.doi.org/10.1021/es60014a003>.

BROSINSKY, A. Reuse of reservoir sediments for sediment management a feasibility study based on spectroscopy. **Anais...10th EARSeL SIG Imaging Spectroscopy Workshop**, Zürich, Switzerland, 2017.

BONDI, G.; CAPRA, G. F.; MACCI, C.; CECCANTI, B.; GRILLI, E.; VACCA, S.; DURAS, M. G.; DESSENA, M. A.; MARRAS, G.; BUONDONNO, A.; MASCIANDARO, G. Biochemical performance of degraded soil recovered by lake-dredged materials (LDM) as pedotechnomaterials. **Journal Of Soils And Sediments**, [s.l.], v. 16, n. 7, p.1871-1888, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s11368-016-1376-7>.

BURFORD, M. A. ; JOHNSON, S. A. ; COOK, A. J. ; PACKER, T. V. ; TAYLOR, B. M. ; TOWNSLEY, E. R. Correlations between watershed and reservoir characteristics, and algal blooms in subtropical reservoirs. **Water Research**, [s.l.], v. 41, n. 18, p.4105-4114, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.053>.

BÜLL, L. T.; CANTARELLA, H. Nutrição mineral do milho. Cultura do milho: fatores que afetam a produtividade. **Piracicaba: Potafos**, p. 63-145, 1993.

CABRAL, J. B. P. Estudo do processo de assoreamento em reservatórios. **Caminhos de Geografia**, [s.l.], v. 6, n. 14, 2005.

CAMPOS, J. N. B. Modeling the Yield–Evaporation–Spill in the Reservoir Storage Process: The Regulation Triangle Diagram. **Water Resources Management**, [s.l.], v. 24, n. 13, p.3487-3511, 2010. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-010-9616-x>.

CAMPOS, Jody. **Influência da forma do assoreamento na vazão regularizada de reservatórios do Estado do Ceará**. 2015. 80p. Tese (Doutorado) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

CAPRA, G. F.; GRILLI, E.; MACCI, C.; BUONDONNO, A. Lake-dredged material (LDM) in pedotechnique for the restoration of Mediterranean soils affected by erosion/entisolization processes. **Journal of Soils Sediments**, [s.l.], v. 15, p. 32-46, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0950-0>.

CARVALHO, Newton de Oliveira. **Hidrossedimentologia prática**. CPRM, Rio de Janeiro, 372p, 1994.

CARVALHO, N. de O. et al. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios**. Agência Nacional de Energia Elétrica. Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, 2000.

CAVENAGHI, A. L.; VELINI, E. D.; NEGRISOLI, E.; CARVALHO, F. T.; GALO, M. L. B. T. ; TRINDADE, M. L. B.; CORRÊA, M. R.; SANTOS, S. C. A. Monitoramento de problemas com plantas aquáticas e caracterização da qualidade de água e sedimento na UHE Mogi-Guaçu. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 23, n. 2, p. 225-231, 2005.

CEARÁ. Assembleia Legislativa. **Caderno regional da sub-bacia do Banabuiú** / Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos. SANTANA, E.W. de (Coordenador). – Fortaleza: INESP, 2009.

CEARÁ. Companhia de Gestão de Recursos Hídricos. **Inventário Ambiental – açude Banabuiú** / Eixo de Monitoramento Qualitativo e Quantitativo dos Recursos Hídricos – Fortaleza, 2011. Acesso em 02 setembro 2017.

CHAPRA, Steven C. Phosphorus Loading Concept. In: _____. **Surface water-quality modeling**. New York: McGraw-Hill, 1997. cap. 29, p. 534-559.

COELHO, A. M. et al. Doses e métodos de aplicação de fertilizantes nitrogenados na cultura do milho sob irrigação. **Embrapa Milho e Sorgo-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 1992.

COELHO, A. M. Nutrição e adubação. **Embrapa Milho e Sorgo-Capítulo em livro técnico-científico (ALICE)**, 2007.

COELHO, A. M. Exigências nutricionais e adubação do milho safrinha. Edição: Ano XI, nº 130, 2013.

DA COSTA, D. M. A.; DE HOLANDA, J. S.; DE FIGUEIREDO FILHO, O. A. Caracterização de solos quanto a afetação por sais na Bacia do Rio Cabugi-Afonso Bezerra-RN. **Holos**, [s.l.], v. 2, p. 01-13, 2004.

DAPENG, L.; YONG, H.; CHENGXINA, F.; YAN, Y. Contributions of phosphorus on sedimentary phosphorus bioavailability under sediment resuspension conditions. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], v. 168, n. 3, p.1049-1054, 2011.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2011.01.082>.

DIAB, W.; TOUFAILY, J.; VILLIÉRAS, F.; HAMIEH, T. Study of physicochemical properties of colloidal sediments of Litani River in Lebanon. **Physics Procedia**, [s.l.], v. 55, p. 251-258, 2014.

DIAS, Nelson W. et al. **Análise da carga de sedimentos da represa de Paraibuna com base em dados multiespectrais**. Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. João Pessoa: SBRH: 17 p. 2005.

ESTEVEZ, Francisco de Assis. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

ESTEVEZ, Francisco de Assis; PANOSSO, Renata. **Fósforo: Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, v. 14, p. 259-282, 2011.

FARIAS, T. R. L.; COSTA, A. C.; ARAÚJO, J. C. Produção de sedimentos em uma Bacia Experimental do Semiárido: medida e modelagem. **Anais...** Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 15. São Paulo: SBRH: 14 p. 2007.

FISHER, L. H.; WOOD, T. M. Effect of water-column pH on sediment-phosphorus release rates in Upper Klamath Lake, Oregon, 2001. **Water Resources Investigations Report. United States Geological Survey**, n. 4271, p. 36, 2004.

FONSECA, R. M.; BARRIGA, F. J.; FYFE, W. S. Dam reservoir sediments as fertilizers and artificial soils: case studies from Portugal and Brazil. **Anais...**In: Proceedings, International Symposium of the Kanazawa University 22st-Century COE Program, p. 55-62, 2003.

FONSECA, R. et al. Geochemistry of metals in the bottom sediments of tropical dam reservoirs in San Francisco River (Três Marias, MG) and Tocantins River (Tucuruí, PA), Brazil. **Anais...** Internat Spec Conf Watershed River Basin Manag, Internat Water Ass (IWA), 12, September 2011, Recife. Also available online at: <http://dspace.uevora.pt/rdpc/bitstream/10174/3765/1/O-079.pdf>.

FRANZEN, Melissa. **DINÂMICA DO FÓSFORO NA INTER FACE ÁGUA-SEDIMENTO EM RESERVATÓRIOS**. 2009. 244 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

FRAGOSO JÚNIOR, C. R.; FERREIRA, T. F.; MARQUES, D. M. **Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos**. Oficina de Textos, 2009.

FUNCEME. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Levantamento de espelhos da água do Nordeste. Disponível em: <<http://www.funceme.br>>. Acesso em: 26 de Jan. 2018.

FURLAN, N. **Cargas de nitrogênio e fósforo em sistemas lóticos de diferentes latitudes: o caso do rio Jacupiranga, Baixo Ribeira de Iguape, SP**. 2008. 131 f. Monografia (Conclusão de Curso) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

FURLAN, N.; CALIJURI, M. do C.; CUNHA, C. de A. G. Qualidade da água e do sedimento avaliada a partir da concentração de nutrientes totais. **Minerva, [s.l.]**, v. 6, n. 1, p. 91-98, 2011.

GUIMARÃES, L. J. R.; SANTOS, L. J. C. Levantamento das áreas potenciais à erosão laminar como suporte à detecção das áreas-fonte ao assoreamento na barragem Piraquara I. **Revista Eletrônica Geografar, [s.l.]**, v. 2, n. 2, p. 16, 2007.

GROVE, T. L.; RITCHEY, K. D.; NADERMAN, G. C. Nitrogen Fertilization of Maize on an Oxisol of the Cerrado of Brazil1. **Agronomy Journal, [s.l.]**, v. 72, n. 2, p.261-265, 1980. <http://dx.doi.org/10.2134/agronj1980.00021962007200020004x>.

HUR, J. ; LEE, B. M.; SEUNGYOON, L ; KISHIN, J. Characterization of chromophoric dissolved organic matter and trihalomethane formation potential in a recently constructed reservoir and the surrounding areas–impoundment effects. **Journal of hydrology, [s.l.]**, v. 515, p. 71-80, 2014.

ICOLD, Internation Commission on Large Dams. **Sedimentation Controlo f Reservoirs/Maitrise de l'lluivionnement des retenues**. Committeeon Sedimentation of Reservoirs. Paris, 1989.

ILLÉS, E.; TOMBÁCZ, E. The effect of humic acid adsorption on pH-dependent surface charging and aggregation of magnetite nanoparticles. **Journal of colloid and interface science**, [s.l.], v. 295, n. 1, p. 115-123, 2006.

IPIRANGA, Francisco Paulo Costa. **Nutriente em sedimentos e qualidade da água em açude do semiárido brasileiro**. 2016. 70 f. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Curso de Ciências Ambientais, Fortaleza, 2016.

JACOMINE, P. K. T.; ALMEIDA, J. C.; MEDEIROS, L. A. R. **Levantamento exploratório - reconhecimento de solos do Estado do Ceará**. Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste – SUDENE, Recife, 1973

JIN, X.; WANG, S.; PANG, Y.; WUB, F. C. Phosphorus fractions and the effect of pH on the phosphorus release of the sediments from different trophic areas in Taihu Lake, China. **Environmental Pollution**, v. 139, n. 2, p. 288-295, 2006.

JONES, I. D.; ELLIOTT, J. A. Modelling the effects of changing retention time on abundance and composition of phytoplankton species in a small lake. **Freshwater Biology**, [s.l.], v. 52, n. 6, p.988-997, 2007. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01746.x>.

LEE, J. H. ; KIM, J. M.; KIM, D. S.; HWANG, S. J.; AN, K. G. Nutrients and chlorophyll-a dynamics in a temperate reservoir influenced by Asian monsoon along with in situ nutrient enrichment bioassays. **Limnology**, [s.l.], v. 11, n. 1, p.49-62. 2009. <http://dx.doi.org/10.1007/s10201-009-0289-1>.

LI, H.; LIU, L.; LI, M.; ZHANG, X. Effects of pH, Temperature, Dissolved Oxygen, and Flow Rate on Phosphorus Release Processes at the Sediment and Water Interface in Storm Sewer. **Journal Of Analytical Methods In Chemistry**, [s.l.], v. 2013, p.1-7, 2013. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/104316>.

LIMA, Murilo Almeida. Mapeamento de áreas agricultáveis na bacia do Banabuiú para o aproveitamento racional de pequenos açudes na agricultura irrigada. **Relatório Final**, Engenharia Ambiental e Sanitária, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE, 2019.

LIMA, Yuri Castro Ponciano. **Análise do assoreamento de um pequeno reservatório: Estudo de caso Açude Boqueirão, Aiuaba, Ceará**. 2010. 84p. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Departamento de 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**, [s.l.], v. 56, n. 2, p.319-333, 2011. <http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2011.553616>.

LIRA, Camila Cristina Souza. **MODELAGEM DO IMPACTO DO MANEJO DO SEDIMENTO SOBRE O NÍVEL TRÓFICO DO AÇUDE TIJUQUINHA**. 2017. 103 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C.; BECKER, H.; BATISTA, A. A. Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s.l.], v. 18, n. 4, p. 437-445, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662014000400012>

LUZ, M. J. da S.; FERREIRA, G. B.; BEZERRA, J. R. C. Adubação e correção do solo: procedimentos a serem adotados em função dos resultados da análise do solo. Campina Grande: Embrapa Algodão, 2002. 35p. **Circular técnica**, v. 63.

KHANBILVARDI, R. M.; ROGOWSKI, A. S. Quantitative evaluation of sediment delivery ratios. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, [s.l.], v. 20, n. 6, p. 865-874, 1984. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.1984.tb04794.x>.

KIM, L et al. Phosphorus release rates from sediments and pollutant characteristics in Han River, Seoul, Korea. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 321, n. 1-3, p.115-125, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.08.018>.

KOK, Dirk-jan D. et al. Global phosphorus recovery from wastewater for agricultural reuse. **Hydrology And Earth System Sciences**, v. 22, n. 11, p.5781-5799, 2018.. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-22-5781-2018>

KONDOLF, G. Mathias et al. Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. **Earth's Future**, [s.l.], v. 2, n. 5, p.256-280, 2014. <http://dx.doi.org/10.1002/2013ef000184>.

KOSTEN, Sarian et al. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. **Global Change Biology**, [s.l.], v. 18, n. 1, p.118-126, 2011. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02488.x>.

MAAVARA, Taylor et al. Global phosphorus retention by river damming. **Proceedings of The National Academy of Sciences**, p.15603-15608, 2015. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1511797112>

MALAVOLTA, Eurípedes. ABC da adubação. 5 ed. São Paulo:Ceres, 1989, 294p.

MALVEIRA, V. T. C.; ARAÚJO, J. C. de; GÜNTNER, A. Hydrological Impact of a High-Density Reservoir Network in Semiarid Northeastern Brazil. **Journal of Hydrologic Engineering**, [s.l.], v. 16, n. 1, p. 9, 2012.

MAMEDE, George Leite. Reservoir sedimentation in dryland catchments: modelling and management. **Unpublished PhD Thesis, Universität Potsdam, Germany**, 2008.

MAMEDE, G. L. et al. Overspill avalanching in a dense reservoir network. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences**, [s.l.], v. 109, n. 19, p.7191-7195, 2012. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1200398109>.

MEDEIROS, Pedro Henrique Augusto. Proposta de reuso de sedimento assoreado no açude Tijuquinha, CE - resultados preliminares. **Anais...In: Congresso Internacional de Hidrossedimentologia**, 2015, Porto Alegre - RS.

MEDEIROS, P. H. A. Connectivity of sediment transport in a semiarid environment: a synthesis for the Upper Jaguaribe Basin, Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, [s.l.], v. 14, p.1938-1948, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s11368-014-0988-z>.

MATTEI, Paola et al. Evaluation of dredged sediment co-composted with green waste as plant growing media assessed by eco-toxicological tests, plant growth and microbial community structure. **Journal of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 333, p. 144–153, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.03.026>.

MOLIN, J. P.; RABELO, L. M. Estudos sobre a mensuração da condutividade elétrica do solo. **Engenharia Agrícola**, [s.l.], v. 31, n. 1, p. 90-101, 2011.

MORRIS, G. L.; FAN, J. **Reservoir Sedimentation Handbook**. New York: McGraw-Hill Book Co., 1998. 805 p.

NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE (NRCS): National Engineering Handbook, Part 630 Hydrology, U.S. Department of Agriculture, Chapt. 7, Hydrologic Soil Groups, 2007.

NASCIMENTO, F. J. de S. C.; MEDEIROS, P. H. A. Zoneamento da magnitude e da variabilidade temporal dos escoamentos como indicador do potencial de regularização de vazão através de açudes. **Water Resources And Irrigation Management**, Cruz das Almas, v. 6, n. 2, p.115-129, 2017.

NEGREIROS, Jefferson Ronald Quaresma. **RELAÇÕES SIMPLIFICADAS PARA A ESTIMATIVA DO ASSOREAMENTO DE RESERVATÓRIOS**. 2014. 131 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014

PAES, Maria Cristina Dias. **Aspectos Físicos, Químicos e Tecnológicos dos Grãos do Milho**. Sete Lagoas: EMBRAPA Milho e Sorgo, 2006. 6 p. (Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento, Circular Técnica n.º 75).

PEKEL, Jean-françois et al. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. **Nature**, [s.l.], v. 540, n. 7633, p.418-422, 2016. <http://dx.doi.org/10.1038/nature20584>.

PEREIRA, Bruno Silva. **ESTIMATIVA DE VOLUMES DE RESERVATÓRIOS EM REGIÃO SEMIÁRIDA COM ALTA DENSIDADE DE RESERVATÓRIOS POR SENSORIAMENTO REMOTO**. 2017. 64 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza, 2017.

PINTO, Nelson Luiz de Sousa; HOLTZ, Antonio Carlos Tatit; MARTINS, José Augusto. Hidrologia básica. In: **Hidrologia básica**. Edgard Blucher, 1976.

RAMALHO FILHO, Antônio; BEEK, Klaas Jan. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras**. 3 ed. 1995.

RÖSKE, K.; RÖSKE, I.; UHLMANN, D. Characterization of the bacterial population and chemistry in the bottom sediment of a laterally subdivided drinking water reservoir system. **Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters**, [s.l.], v. 38, n. 3-4, p. 367-377, 2008.

ROSSEL, R. V. et al. 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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.03.007>.

SARTORI, A., LOMBARDI NETO, F., GENOVEZ, A. M. Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [s.l.], v. 10, p. 05-18, 2005. doi: 10.21168/rbrh.v10n4.p19-29

SIGUA, G. C. Recycling biosolids and lake-dredged materials to pasture-based animal agriculture: alternative nutrient sources for forage productivity and sustainability. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, [s.l.], v.11, n.6, p. 394–399, 2009. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2666-8_31.

SILVA, B. T. da; SILVINO, G. da S.; FARIAS, A. de A. Uso de Geotecnologias no Estudo do Assoreamento do Açude de Vaca Brava – PB. **Id On Line Revista de Psicologia**, v. 11, n. 37, p.513-523, 2017. <http://dx.doi.org/10.14295/online.v11i37.857>.

SHAFFER, G.; RÖNNER, U. Denitrification in the Baltic proper deep water. **Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers**, [s.l.], v. 31, n. 3, p. 197-220, 1984.

SOARES, Maria Carolina S. et al. Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. **Limnologia - Ecology And Management Of Inland Waters**, [s.l.], v. 42, n. 3, p.197-203, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2011.11.002>.

STRAŠKRABA, M. Retention time as a key variable of reservoir limnology. **Theoretical reservoir ecology and its applications. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers**, p. 385-410, 1999.

STRAŠKRABRA, M.; TUNDISI, J. G. **Gerenciamento da qualidade da água de represas**. São Carlos: ILEC/IEE. Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos, v. 9, 258 p, 2000.

STUMM, Werner; MORGAN, James J. **Aquatic chemistry**: STUMM, W.; MORGAN, J. J. Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. 2. ed. Universidade de Michigan: Wiley, 1981. 780 p.

SZCZUCIŃSKI, Witold et al. Modern sedimentation and sediment dispersal pattern on the continental shelf off the Mekong River delta, South China Sea. **Global and planetary change**, [s.l.], v. 110, p. 195-213, 2013.

TONÉ, Arthur Jordan de Azevedo. **ANÁLISE E MODELAGEM DE FÓSFORO EM RESERVATÓRIOS LOCALIZADOS EM REGIÕES SEMIÁRIDAS**. 2016. 173 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

TURGUT, B.; ÖZALP, M.; KÖSE, B. Physical and chemical properties of recently deposited sediments in the reservoir of the Borçka Dam in Artvin, Turkey. **Turkish Journal Of Agriculture And Forestry**, [s.l.], v. 39, p.663-678, 2015. <http://dx.doi.org/10.3906/tar-1404-60>.

TYAGI, J. V.; MISHRA, S. K.; SINGH, R.; SINGH, V. P. SCS-CN based time-distributed sediment yield model. **Journal of Hydrology**, [s.l.], v. 352, p. 388–403, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.01.025>.

VANKESSEL, J. Factors affecting the denitrification rate in two water-sediment systems. **Water Research**, [s.l.], v. 11, n. 3, p.259-267, 1977. [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(77\)90057-4](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(77)90057-4).

VANOVI, V. A. **Sedimentation Engineering: manuals and reports on engineering practice**. n. 54, New York: ASCE, 1977. 745 p, 1977.

VOLLENWEIDER, R. A. Advances on defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. **Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia**, [s.l.], v. 33, p. 53-83, 1976.

XU, Yaoyang et al. Factors regulating trophic status in a large subtropical reservoir, China. **Environmental Monitoring And Assessment**, [s.l.], v. 169, n. 1-4, p.237-248, 2010. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-009-1165-5>.

WATERSON, Elizabeth J.. **SOURCES OF SEDIMENTARY ORGANIC MATTER IN THE MISSISSIPPI RIVER AND ADJACENT GULF OF MEXICO**. 2005. 134 f. Tese (Doutorado) - Curso de Masters Of Science, The Faculty Of The School Of Marine Science, The College Of William And Mary, Williamsburg, 2005.

WETZEL, R. G. Limnology: lake and river ecosystems. 3. ed. San Diego, California, Ed. Academic Press/Elsevier, 2001.

WIEGAND, M. C.; RIBEIRO, D. C.; NASCIMENTO, A.T.P.; ARAÚJO, J.C. O sedimento como fonte de fósforo em açudes eutrofizados do semiárido. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DO SEDIMENTOS, 11., 2014, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: Anais do XI ENES, 2014. Disponível em: < <http://www.abrh.org.br/xienes/index.php?ID=29>> Acesso em: 13 set. 2017.

WISCHMEIER, W. H. ; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning. **Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning**. 1978.

WU, L.; WOOD, Y.; JIANG, P.; LI, L.; PAN, G.; LU, J.; CHANG, A. C.; ENLOE, H. A. Carbon sequestration and dynamics of two irrigated agricultural soils in California. **Soil Science Society of America Journal**, [s.l.], v. 72, n. 3, p. 808-814, 2008.

YOUNG, R. A.; ONSTAD, C. A.; BOSCH, D. D.; W; ANDERSON, W. P. Agricultural non-point source pollution model for evaluating agricultural watersheds. **Journal Soil Water Conservation**, [s.l.], v. 44, p.168–173, 1989.

YOZZO, D. J.; WILBER, P.; WILL, R. J. Beneficial use of dredged material for habitat creation, enhancement, and restoration in New York–New Jersey Harbor. **Journal of Environmental Management**, [s.l], v.73, p. 39–52, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.05.008>.

YUAN, X. ; ZHANG, L. ; LI, J. ; WANG, C. ; JI, J. Sediment properties and heavy metal pollution assessment in the river, estuary and lake environments of a fluvial plain, China. **Catena**, [s.l], v. 119, p. 52-60, 2014.

ZHANG, S.; FOERSTER, S.; MEDEIROS, P. H. A.; ARAÚJO, J. C.; MOTAGH, M.; WASKE, B. Bathymetric survey of water reservoirs in north-eastern Brazil based on TanDEM-X satellite data. **Science Of The Total Environment**, [s.l], v. 571, p.575-593, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.024>.