



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA

Centro de Ciências Agrárias

Departamento de Solos e Engenharia Rural

Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo

**POTENCIAL DE EUTROFIZAÇÃO DE BACIA HIDROGRÁFICA DO BREJO
PARAIBANO EM FUNÇÃO DO USO E COBERTURA DO SOLO**

Maria Cristina Santos Pereira de Araújo

**AREIA, PB
AGOSTO – 2017**

MARIA CRISTINA SANTOS PEREIRA DE ARAÚJO

**POTENCIAL DE EUTROFIZAÇÃO DE BACIA HIDROGRÁFICA DO BREJO
PARAIBANO EM FUNÇÃO DO USO E COBERTURA DO SOLO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ciência do Solo. Área de Concentração: Ciclos Biogeoquímicos em Agroecossistemas.

Orientadores: Prof. Dr. Guttemberg da Silva Silvino

Prof^a. Dr^a. Luciana Gomes Barbosa

AREIA - PB

AGOSTO – 2017

*Ficha Catalográfica Elaborada na Seção de Processos Técnicos da
Biblioteca Setorial do CCA, UFPB, Campus II, Areia – PB.*

A659p Araújo, Maria Cristina Santos Pereira de.

Potencial de eutrofização de bacia hidrográfica do brejo paraibano em função do uso e cobertura do solo / Maria Cristina Santos Pereira de Araújo. - Areia: UFPB/CCA, 2017.
xvi, 67 f.: il.

Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Centro de Ciências Agrárias.
Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2017.
Bibliografia.

Orientador: Gutemberg da Silva Silvino.

1. Eutrofização – Análise multivariada 2. Bacia hidrográfica – Qualidade do sedimento 3. Rio do Canto, Areia-PB – Qualidade da água I. Silvino, Gutemberg da Silva (Orientador) II. Título.

UFPB/CCA

CDU: 628.19(043.2)

MARIA CRISTINA SANTOS PEREIRA DE ARAÚJO

POTENCIAL DE EUTROFIZAÇÃO DE BACIA HIDROGRÁFICA DO BREJO
PARAIBANO EM FUNÇÃO DO USO E COBERTURA DO SOLO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ciência do Solo. Área de Concentração: Ciclos Biogeoquímicos em Agroecossistemas.

Aprovada em 31 de agosto de 2017

BANCA EXAMINADORA



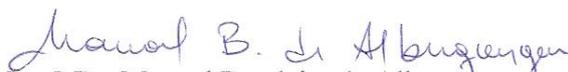
Prof. Dr. Guttemberg da Silva Silvino
DSER/CCA/UFPB

Orientador



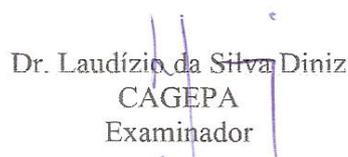
Dr.ª Alessandra Alves Rodrigues
DSER/CCA/UFPB

Examinadora



Prof. Dr. Manoel Bandeira de Albuquerque
DFCA/CCA/UFPB

Examinador



Dr. Laudízio da Silva Diniz

CAGEPA
Examinador



Prof. Dr. Ênio Wocylly Dantas
UEPB

Examinador

Dedico aos meus pais, João Alves Pereira Neto e Luzinete dos Santos Pereira, por terem me proporcionado a melhor educação, estando sempre ao meu lado, com suas sábias palavras, todo amor, dedicação e confiança. Agradeço a Deus a Graça de ter sido escolhida para tê-los como pais. Amor sem medida, sem ressalva, simplesmente imensurável...

DEDICO!

AGRADECIMENTOS

À Deus, pelo meu nascimento e renascimento.

O renascimento promovido pela fé de meus familiares e amigos, que através de suas orações fui curada de uma Trombose Venosa Cerebral, além de ter vencido um câncer de tireóide anteriormente. O período do meu doutoramento coincide com meu renascimento, pois despertei para novos caminhos e fui agraciada com tanto amor. Nesse período tive a certeza dessa hipótese: cada segundo é uma oportunidade única para fazer mais e melhor, a vida pode ser muito curta, portanto, temos que aproveitá-la da melhor maneira possível, cada dia é único, não há reprise. Viva à Vida!

A minha Família, razão de tudo, através da qual pudemos chegar até este momento.

Ao meu irmão José Fernando dos Santos Pereira e sua esposa, minha cunhada irmã, Érika Maria Elias Pereira, pelo amor, apoio, incentivo e puxões de orelha em alguns momentos merecidos. Vocês me deram os melhores presentes: meus sobrinhos filhos Fernanda, Marina e Érick.

À todos os amigos e amigas que me estimularam a continuar, tinha todos os motivos para desistir, mas ... estou aqui!

Aos meus orientadores Prof. Dr. Guttemberg da Silva Silvinoe Professora Dr^a. Luciana Gomes Barbosa, pela orientação dispensada, incentivo, amizade e compreensão. Acompanharam toda minha trajetória, entenderam minhas limitações, obrigada por não desistirem de mim!

Aos meus amigos do laboratório Jânio, Joseilson e em especial, João Paulo de Oliveira Santos, pelo compromisso e apoio na realização das análises, sendo fundamentais para conclusão desse trabalho.

À Universidade Federal da Paraíba, em especial à Professora Dr^a. Vânia da Silva Fraga e ao Professor Dr. Adailson Pereira de Souza, por disponibilizarem a utilização dos laboratórios para realização da pesquisa. Muito Obrigada!

Ao Instituto Nacional do Semiárido na pessoa do Prof. Dr. IgnacioHernánSalcedo (*in memorian*), que contribuiu para realização das análises do trabalho. Muito Obrigada!

A todos agradeço!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	ix
LISTA DE TABELAS.....	x
LISTA DE SIGLAS.....	xi
RESUMO.....	xii
ABSTRACT.....	xiv
1. INTRODUÇÃO.....	16
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
2.1. Influência das formas de uso e ocupação do solo nos ecossistemas aquáticos... 19	
2.2. Fósforo em ecossistemas aquáticos.....	20
2.3. Fracionamento químico do fósforo em sedimentos	24
2.4. Análise multivariada aplicada ao monitoramento ambiental	25
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	28
3.1. Caracterização da Área de estudo	28
3.3. Amostragem e Parâmetros analisados na Água	36
3.5. Amostragem e Parâmetros analisados no Sedimento.....	37
3.6. Avaliação da Poluição do sedimento por Fósforo.....	40
3.7. Análise Estatística	41
4.RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42
4.1. Qualidade da água	42
4.3. Caracterização física e química do Sedimento: carreadores geoquímicos de P.. 50	
4.4. Disponibilidade do fósforo no sedimento da BHRC.....	55
5. CONCLUSÕES	66
6.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67
APÊNDICE.....	76

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização Geográfica da Bacia Hidrográfica do Rio do Canto.	28
Figura 2. Mapa da Rede de drenagem (A) e sub-bacias hidrográficas (B) da BHRC.	29
Figura 3. Mapa das classes de solo (A) e relevo (B) da BHRC.	30
Figura 4. Mapa das classes de uso e cobertura do solo da BHRC.	31
Figura 5. Mapa de localização dos pontos de coleta na BHRC.	33
Figura 6. Mapa das áreas de conflito de uso e cobertura do solo nas APPs de mata cliar da BHRC.	35
Figura 7. Fósforo total (PT) da água e Índice de Estado Trófico (IET) da BHRC.	42
Figura 8. Parâmetros de qualidade da água da BHRC: pH (A); Turbidez (B); Oxigênio Dissolvido (C) e Temperatura (D).	45
Figura 9. Gráfico da Análise de Componentes Principais (ACP) com os resultados das análises de qualidade da água e o agrupamento dos pontos na BHRC.	49
Figura 11. Caracterização granulométrica do sedimento superficial da BHRC.	50
Figura 12. Percentual de Carbono e Matéria Orgânica (MO) quantificados no sedimento superficial da BHRC.	51
Figura 13. Potencial Hidrogeniônico do sedimento superficial da BHRC.	52
Figura 14. Potencial de Oxiredução do sedimento superficial da BHRC.	53
Figura 15. Teores de ferro, alumínio e cálcio quantificados no sedimento da BHRC.	54
Figura 16. Comportamento dos teores de fósforo solúvel no sedimento e PT na água da BHRC.	56
Figura 17. Fósforo disponível e potencialmente disponível na BHRC.	57
Figura 18. Percentual de distribuição dos teores de PO e PI no sedimento da BHRC.	59
Figura 19. Gráfico da Análise de Componentes Principais (ACP) com os parâmetros medidos no sedimento superficial, demonstrando o agrupamento das unidades amostrais na BHRC.	65
Figura 20. Fotos dos pontos amostrados na BHRC.	77
Figura 21. Fotos dos pontos amostrados na BHRC.	78
Figura 22. Fotos dos pontos amostrados na BHRC.	79
Figura 23. Fotos dos pontos amostrados na BHRC.	80
Figura 24. Fotos dos pontos amostrados na BHRC.	81

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Descrição e áreas das sub-bacias que compõem a BHRC.	29
Tabela 2. Classes de uso e ocupação do solo identificadas na BHRC e suas sub-bacias.	32
Tabela 3. Descrição das classes de uso e cobertura do solo da BHRC.....	32
Tabela 4. Localização geográfica e elevação dos pontos de coleta na BHRC.	34
Tabela 5. Percentual de ocupação das classes de uso e cobertura do solo para cada ponto de coleta da BHRC.....	36
Tabela 6. Critérios para classificação do índice de estado trófico (IET).	37
Tabela 7. Métodos analíticos utilizados para determinação dos parâmetros no sedimento da BHRC.	38
Tabela 8. Critérios para classificação do Índice de poluição por fósforo (IPP).	41
Tabela 9. Correlação de Pearson entre as classes de uso e cobertura do solo e os parâmetros de qualidade da água da BHRC.....	47
Tabela 10. Autovalor, percentual de variância explicada, autovetores gerados pela ACP entre os parâmetros de qualidade da água analisados na BHRC.....	48
Tabela 11. Concentração média das frações de fósforo no sedimento da BHRC	58
Tabela 12. Correlação de Pearson entre os parâmetros analisados no sedimento e as classes de uso e ocupação do solo.	62
Tabela 13. Autovalor, percentual de variância explicada, autovetores gerados pela ACP entre os parâmetros medidos no sedimento da BHRC.	63

LISTA DE SIGLAS

BHRC: Bacia hidrográfica do Rio do Canto

pH: Potencial hidrogeniônico

OD: Oxigênio Dissolvido

TEMP: Temperatura da água

PT: Fósforo Total

IET: Índice de Estado Trófico

Eh: Potencial de oxiredução

C: Carbono

MO: Matéria orgânica

Fe: Ferro

Ca: Cálcio

Al: Alumínio

Psol: Fósforo solúvel

PO: Fósforo Orgânico

PI: Fósforo Inorgânico

PNA: Fósforo Não Apatítico

PA: Fósforo Apatítico

ACP: Análise de Componentes Principais

CP: Componente Principal

RESUMO

ARAÚJO, Maria Cristina Santos Pereira. **Potencial de eutrofização de bacia hidrográfica do brejo paraibano em função do uso e cobertura do solo.** Areia, Paraíba. Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Tese (Doutorado), Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Orientadores: Prof. Dr. Guttemberg da Silva Silvino, Prof^a. Dr^a. Luciana Gomes Barbosa.

O fósforo é um nutriente limitante ao processo de eutrofização, com isso, a quantificação de seus teores disponíveis e potencialmente disponíveis em água e sedimento, constituem-se ferramentas úteis para verificar a suscetibilidade à eutrofização. Nesse contexto, o trabalho teve como objetivo caracterizar físico-quimicamente a água e o sedimento superficial do Rio do Canto, Areia-PB, quantificando os teores de fósforo total e suas diferentes frações na interface sedimento-água. O trabalho foi realizado na Bacia Hidrográfica do Rio do Canto (BHRC), mesorregião do Agreste Paraibano, Nordeste do Brasil, composta por seis sub-bacias, das quais foram selecionadas três, em função do maior número de classes de uso e ocupação do solo. Nessas sub-bacias utilizou-se uma malha amostral de 26 pontos para coleta de água e sedimento, nos quais foram realizadas amostragens durante o período de novembro e dezembro de 2014. As variáveis medidas na água foram pH, oxigênio dissolvido, turbidez e teor de fósforo total, sendo esse último utilizado para calcular o Índice de Estado Trófico (IET). Para análises do sedimento utilizou-se a camada superficial de 5 cm, no qual foram medidos o pH, Eh, granulometria, carbono e matéria orgânica, teores de ferro, alumínio, cálcio, como também as formas de fósforo: solúvel, total, orgânico, inorgânico, não apatítico e apatítico. Os resultados obtidos foram analisados através da correlação de Pearson e Análise de Componentes Principais (ACP). Os resultados indicam a seguinte ordem de suscetibilidade dos reservatórios à eutrofização: sub-bacia 3 > sub-bacia 1 > sub-bacia 4. Na sub-bacia 3, 50% dos reservatórios já encontram-se eutrofizados. Na sub-bacia 1: 5,5; 11,1 e 77,8%, respectivamente, foram classificados como eutróficos, mesotróficos e oligotróficos. Todos os ecossistemas da sub-bacia 4 são oligotróficos, com destaque para a barragem Rio do Canto, situada na cota mais baixa da BHRC, que por efeito do barreamento dos afluentes como também do banco de macrófitas enraizadas, apresenta menor carga de fósforo. A água da BHRC apresentou-se naturalmente ácida, com baixos teores de oxigênio dissolvido em alguns pontos amostrados e elevados teores de fósforo, verificando-se a seguinte ordem decrescente de

qualidade da água: sub-bacia 4 < sub-bacia 1 < sub-bacia 3. As áreas ocupadas por canavial, bem como as de solo exposto contribuíram para diminuição da qualidade água. Os resultados da análise do sedimento superficial indicaram predominância de sedimentos grosseiros, o qual foi classificado como orgânico, levemente ácido e com potencial de oxiredução situado na faixa que permite a redução dos íons de ferro. As classes de uso e ocupação do solo não influenciaram os teores de fósforo e suas frações no sedimento superficial, no entanto, observou-se correlação dessas classes com o pH e Eh, nesse sentido, mudanças que promovam alterações nesses potenciais e principalmente no pH, podem liberar o fósforo acelerando o processo de eutrofização. Os teores de fósforo biodisponível no sedimento foram elevados, com isso, pode-se inferir que mesmo anulando-se todas as cargas externas de fósforo, os reservatórios ainda estão suscetíveis ao processo de eutrofização em consequência da carga interna desse nutriente.

Palavras – chave: qualidade da água, qualidade do sedimento, bacias hidrográficas, vulnerabilidade à eutrofização, análise multivariada, fracionamento químico do fósforo.

ABSTRACT

ARAÚJO, Maria Cristina Santos Pereira. **Eutrophic potential based on phosphorus content of water and sediment: Spatial scale analysis associated with soil use and cover.** Areia, Paraíba. Center for Agrarian Sciences, Federal University of Paraíba, Thesis (Doctorate), Post-Graduate Program in Soil Science. Advisors: Dr. Guttemberg da Silva Silvino, Dr^a. Luciana Gomes Barbosa.

Phosphorus is limiting nutrient to the eutrophication process, therefore, the quantification of its available and potentially available contents in water and sediment, are useful tools to verify the susceptibility to eutrophication. In this context, the objective of this work was to characterize physicochemically the water and surface sediment of the Canto River, Areia-PB, quantifying the total phosphorus and its different fractions at the sediment-water interface. The work was carried out in the River do Canto Hydrographic Basin (BHRC), a mesoregion of the Agreste Paraibano, Northeast of Brazil, composed of six sub-basins, of which three were selected, due to the greater number of land use and occupation classes. In these sub-basins a sampling point of 26 points was used to collect water and sediment, in which samples were taken during the period of November and December of 2014. The variables measured in the water were pH, dissolved oxygen, turbidity and total phosphorus, the latter being used to calculate the Trophic State Index (EIT). For the analysis of the sediment, the surface layer of 5 cm was used, in which pH, Eh, granulometry, carbon and organic matter, iron, aluminum and calcium contents were measured, as well as the forms of phosphorus: soluble, total, organic, inorganic, non-apathetic and apathetic. The results obtained were analyzed through the Pearson correlation and Principal Component Analysis (PCA). The results indicate the following order of susceptibility of the reservoirs to eutrophication: sub-basin 3 > sub-basin 1 > sub-basin 4. In sub-basin 3, 50% of the reservoirs are already eutrophicated. In sub-basin 1: 5.5; 11.1 and 77.8%, respectively, were classified as eutrophic, mesotrophic and oligotrophic. All the ecosystems of sub-basin 4 are oligotrophic, with emphasis on the Rio do Canto dam, located at the lower boundary of the BHRC, which, due to the influence of the tributaries as well as the rooted macrophytes bank, has a lower phosphorus load. BHRC water was naturally acidic, with low dissolved oxygen content at some points sampled and high phosphorus content, with the following descending order of water quality: sub-basin 4 < sub-basin 1 < sub-basin 3. The areas occupied by cane fields, as well as those of exposed soil contributed to decrease water quality. The results of the analysis of the superficial sediment indicated

predominance of coarse sediments, which was classified as organic, slightly acid and with potential of oxireduction located in the range that allows the reduction of iron ions. However, correlation of these classes with pH and Eh, in this sense, changes that promote changes in these potentials and mainly in the pH, are not influenced by the classes of use and occupation of the soil, can release phosphorus by accelerating the process of eutrophication. The levels of bioavailable phosphorus in the sediment were high, so it can be inferred that even if all the external phosphorus loads are canceled, the reservoirs are still susceptible to the eutrophication process as a consequence of the internal charge of this nutrient.

Keywords: water quality, sediment quality, watersheds, vulnerability to eutrophication, multivariate analysis, chemical fractionation phosphorus.

1. INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica constitui-se um sistema natural aberto, sendo considerada como unidade ecossistêmica da paisagem, na qual observa-se uma integração dos ciclos naturais de energia, nutrientes e, principalmente, da água (ATTANASIO, 2004). Nessa unidade, a rede de drenagem e seus mananciais desempenham papel integralizador.

Aspectos hidrológicos, principalmente, os efeitos relacionados à geração do deflúvio classificam as bacias hidrográficas em grandes e pequenas (microbacias), destacando-se a importância das microbacias como unidade de estudo para avaliação da qualidade da água. Nas microbacias observa-se maior sensibilidade tanto às chuvas de alta intensidade, como também às diferenças de uso e cobertura do solo, sendo as alterações na quantidade e qualidade da água detectadas com mais facilidade do que em bacias hidrográficas maiores (ATTANASIO, 2004; TEODORO et al, 2007).

Várias pesquisas utilizam a microbacia como unidade de estudo associada à qualidade da água, demonstrando que processos como assoreamento e eutrofização dos mananciais, podem ser percebidos mais rapidamente (VANZELA et al, 2010; SANTOS; HERNANDEZ, 2012; KHALEDIAN et al, 2012; FREIRE; CASTRO, 2014). O assoreamento dos mananciais é decorrente do processo de erosão hídrica do solo, sendo intimamente relacionado com a presença e/ou ausência de tipos vegetacionais que proporcionem maior cobertura e proteção do solo (VANZELA et al, 2010), principalmente a zona ripária ou mata ciliar.

Entre as diferentes funções exercidas pela mata ciliar nos reservatórios de microbacias hidrográficas, destaca-se o amortecimento da carga de sólidos, bem como a absorção de nutrientes principalmente nitrogênio e fósforo em sua zona radicular, antes que cheguem aos mananciais. No entanto, o desmatamento desse tipo vegetacional e, conseqüentemente, substituição por outras formas de cobertura do solo, a exemplo de áreas agrícolas, pecuárias e centros urbanos, podem depreciar a qualidade (PAULA FILHO et al, 2012; TANIWAKI et al, 2013; FIGUEIREDO et al, 2007; ANDRIETTI et al, 2016), contribuindo com o enriquecimento artificial de nutrientes acelerando a eutrofização dos reservatórios.

O processo de eutrofização corresponde a um dos maiores problemas da atualidade, limitando não apenas os múltiplos usos da água, mas acarretando problemas ecológicos como aumento da produtividade primária (BARRETO et al , 2013;

FIGUEIREDO et al, 2015), bem como a proliferação de cianobactérias potencialmente tóxicas em detrimento de outras espécies fitoplanctônicas (FIGUEIREDO et al, 2007). Essa situação torna-se mais preocupante quando a eutrofização está relacionada aos reservatórios de abastecimento público, tornando-se, progressivamente, um alerta à saúde da população em decorrência da liberação de cianotoxinas no processo de tratamento convencional da água.

O fósforo é o nutriente associado intimamente ao processo de eutrofização, podendo chegar aos reservatórios através de cargas externas e internas. O incremento externo de fósforo pode ocorrer de maneira pontual ou difusa. O lançamento difuso é mais difícil de ser identificado e controlado, sendo proveniente do escoamento superficial, intemperismo das rochas e das atividades antrópicas no entorno dos reservatórios associados às formas de uso e ocupação (SALCEDO; MEDEIROS, 1995). Por outro lado, o lançamento pontual pode ser identificado mais facilmente na bacia de drenagem, facilitando assim a medição de sua carga poluidora, bem como o padrão médio de lançamento (PEREIRA, 2004), como é o caso dos efluentes domésticos e industriais.

Já o incremento interno de fósforo está relacionado com a dinâmica interna do ecossistema aquático, sendo o nutriente proveniente da decomposição e excreção de organismos aquáticos, como também da liberação do fósforo ligado ao sedimento do reservatório, destacando-se a importância do fósforo sedimentar no potencial de eutrofização. Na maioria das vezes, para retardar a eutrofização artificial dos reservatórios, observa-se que os esforços são direcionados para redução da carga externa, mas a liberação desse nutriente acumulado no sedimento, pode ser tão intensa e persistente que impede qualquer melhoria da água, mesmo após a redução das cargas externas (SÖNDERGAARD et al., 2003).

As cargas de fósforo são relacionadas às particularidades e dinâmica de cada microbacia e de seus respectivos reservatórios, culminando com a hipótese de que o potencial de eutrofização dos reservatórios é diferente, nesse sentido, verifica-se a importância de estudos que identifiquem as cargas de nutrientes, principalmente em reservatórios utilizados para abastecimento público. Maior ênfase para os mananciais localizados em regiões de cabeceiras de bacias hidrográficas, pois ao apresentar maior carga interna de fósforo, contribuem com o transporte desse nutriente ao longo da rede de drenagem. Baseado nessa necessidade, observa-se que no nordeste brasileiro estão localizadas os brejos de altitude que recebem essa nomenclatura por apresentarem maior altitude em relação às áreas de entorno, bem como pela maior disponibilidade hídrica em decorrência do efeito orográfico, tornando-as responsáveis pelo abastecimento de água à

população de regiões semiáridas, além disso, a maior precipitação pluviométrica registrada contribui com a origem de boa parte da drenagem dos estados de Paraíba e Pernambuco (ROSA; GROTH, 2004). Face ao exposto, são ambientes que necessitam de estudos que quantifiquem os teores de fósforo nos reservatórios possibilitando verificar seu potencial de eutrofização.

Em decorrência da maior disponibilidade hídrica, muitos reservatórios foram construídos em brejos de altitude para garantir o suprimento de água em quantidade e qualidade, no entanto, é possível observar que essas regiões sofreram forte pressão antrópica, tendo sua vegetação desmatada e substituída por outras formas de uso e cobertura do solo, tornando-se vulneráveis à diminuição da capacidade de armazenamento, depreciação da qualidade, bem como, da suscetibilidade à eutrofização.

Na bacia hidrográfica do Rio do Canto, localizada no brejo de altitude da Paraíba, foram construídos vários reservatórios, no entanto, observa-se que o cenário atual da degradação ambiental dessa microbacia hidrográfica, acompanhou o processo de urbanização da cidade e, conseqüentemente, poucas áreas de vegetação natural são preservadas. A topografia da região associada à maior precipitação pluviométrica, como também alterações no uso e ocupação do solo, podem estar contribuindo com o assoreamento do Rio do Canto e seus reservatórios. Outro aspecto de relevância são as classes de solo que ocorrem na área, sendo mais intemperizados, apresentando maior capacidade de adsorção específica de fósforo, pois na maioria dos casos, sua fração argila é composta por óxidos de ferro e alumínio. Essas partículas do solo arrastadas pelo escoamento superficial e depositadas nos mananciais contribuem com a maior capacidade de adsorção do fósforo no sedimento.

Nesse sentido, destaca-se a importância da caracterização físicoquímica do sedimento como ferramenta para entendimento da dinâmica do fósforo nos reservatórios, sendo possível identificar quais características regem o processo de retenção e liberação desse nutriente. Com isso, o trabalho teve como objetivo caracterizar físicoquimicamente a água e o sedimento superficial do Rio do Canto, de seus principais afluentes e da Barragem Rio do Canto, quantificando os teores de fósforo total e suas diferentes frações na interface sedimento-água.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Influência das formas de uso e ocupação do solo nos ecossistemas aquáticos

Os ecossistemas aquáticos são de grande importância para a população, em função dos múltiplos usos da água, destacando-se o abastecimento público. Entre as fontes de degradação desse recurso, difusas ou pontuais, destaca-se a forma como o solo da bacia de drenagem está sendo ocupado, afetando a quantidade e qualidade química das águas e sedimentos (PAULA FILHO et al, 2012).

Outro importante efeito decorrente das formas de uso e ocupação do solo corresponde à mudança no comportamento hidrológico da bacia de drenagem, destacando-se o aumento do escoamento superficial das águas da chuva e aceleração dos processos erosivos, culminando no assoreamento dos mananciais (VANZELA et al, 2010; GOMES et al, 2011). Em áreas ocupadas com vegetação preservada, a energia cinética do fluxo de água é menor, sendo dissipada no momento do impacto da gota de chuva contra o dossel vegetal, assim sua movimentação até posições inferiores do terreno ocorre com menor energia (SHENATO, 2009). Segundo o mesmo autor, nessa situação o transporte de sedimentos, apesar de contínuo, é lento e está em equilíbrio com o ecossistema local, no entanto, a modificação da forma de uso e ocupação do solo promove o aumento da intensidade do processo erosivo com maior desagregação de partículas.

O uso do solo fora de sua aptidão contribui para a erosão (desagregação, transporte e deposição), um processo seletivo governado pelo tamanho das partículas, onde o transporte ocorre preferencialmente em partículas de menor tamanho e de menor massa específica (KOCHEM, 2014). A textura do solo e a granulometria do material erodido em suspensão reflete sua capacidade de alterar a qualidade dos recursos hídricos pelo assoreamento, através dos sedimentos grosseiros ou pelo transporte de poluentes através dos sedimentos finos (KOCHEM, 2014).

Entre as diferentes formas de uso e ocupação do solo, aquelas que exercem maior influência sobre a qualidade dos ecossistemas aquáticos correspondem ao uso urbano, a ocupação agrícola, a pecuária e o desmatamento (FIGUEIREDO et al, 2007; TANIWAKI et al, 2013; DALMAS et al., 2015). Essas atividades são responsáveis pelo incremento de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio (FIGUEIREDO et al, 2007), além de outros contaminantes, que podem ficar solúveis em água ou depositados no sedimento do ecossistema aquático.

Ao avaliar o efeito dos diferentes usos e ocupação do solo nas bacias de drenagem sobre a qualidade da água, Coelho et al (2011), verificaram que os mesmos influenciam na qualidade físico-química da água, principalmente quando se considera a zona ripária, indicando que a substituição da vegetação natural em área de preservação permanente reduz a qualidade da água. Solos de áreas cultivadas, com pastagens e áreas urbanas apresentam uma diminuição da infiltração da água no solo, favorecendo o escoamento superficial (KHALEDIAN et al., 2012). No entanto, em áreas com a predominância de mata, campos/capoeiras e reflorestamento, este cenário auxilia na qualidade da água, minimizando os efeitos causados pelas ocupações urbanas (DALMAS et al., 2015).

Uma das maiores consequências do uso não planejado do solo e dos recursos hídricos é a eutrofização (VASCONCELOS; ATTAYDE, 2014). Ao avaliar a vulnerabilidade à eutrofização da bacia do rio Acaraú, considerando indicadores de pressão nas bacias hidrográficas e a sensibilidade dos reservatórios à carga poluente ao qual são atualmente submetidos, Figueiredo et al (2007) verificaram que a urbanização, a agropecuária e o desmatamento aumentam a carga de nutrientes nos reservatórios.

Para retardar a eutrofização, umas das maneiras é o controle das cargas externas e internas de nutrientes, principalmente o fósforo. As cargas externas provenientes da poluição pontual são associadas ao lançamento de efluentes de áreas urbanas e de fácil identificação do local de lançamento, sendo possível medir e diminuir sua carga poluidora através do controle da vazão e do tratamento específico antes de seu lançamento no manancial (VASCONCELOS; ATTAYDE, 2014). A poluição difusa está relacionada ao escoamento superficial do solo sob diferentes usos e manejos, por sua vez, estão relacionados às interações solo- água - nutrientes e às condições climáticas, topográficas, pedológicas e geológicas da bacia de drenagem (PINHEIRO et al, 2013).

2.2. Fósforo em ecossistemas aquáticos

O fósforo é um macronutriente essencial para todos os organismos, sua forma mais disponível para assimilação de organismos autotróficos corresponde ao ortofosfato (PO_4^{3-}) (PAULA FILHO et al, 2012). O fosfato presente em ecossistemas aquáticos continentais pode ter origem natural e artificial (BARRETO et al 2013). As emissões de origem antropogênica superam os valores naturais, pois é um elemento presente de forma ubíqua em vários efluentes de atividades humanas (PAULA FILHO et al, 2012), estando presentes em fertilizantes minerais e orgânicos, detergentes e efluentes domésticos (MENDES FILHO, 2009).

Para Esteves (1998), dentre as fontes naturais, as rochas fosfatadas da bacia de drenagem constituem a fonte básica para o ecossistema aquático. Os minerais primários de fósforo mais comuns pertencem ao grupo das apatitas: $A_{10}(XO_4)_6Z_2$, onde A pode ser íons mono a tetravalentes, X é normalmente fósforo, mas também pode ser Si, S ou C, entre outros, e Z pode ser F, OH ou Cl (SALCEDO, 2006). Em solos intemperizados, os minerais primários, principalmente a fluorapatita, persistem no solo até o processo de desenvolvimento resultar em um meio pobre em bases, de reação ácida, que favoreça a hidrólise relativamente completa do fosfato de cálcio e a formação de fosfatos secundários de ferro e alumínio (SALCEDO, 2006).

Considerando o ciclo desse nutriente na dinâmica da bacia hidrográfica, atualmente existe uma ambiguidade em relação aos ecossistemas terrestres e aquáticos. No solo esse elemento é um macronutriente utilizado, na maior parte das vezes, via adubação mineral ou orgânica, em excesso para garantir maior produtividade, no entanto, esse nutriente ao chegar em grandes quantidades no ecossistema aquático, é considerado como poluente, tanto é que a legislação atual para enquadramento dos corpos hídricos (CONAMA, 2005) estabelece limites para os teores de fósforo total na água em função do seu enquadramento.

O acúmulo na água favorece o desenvolvimento de algas e macrófitas aquáticas, intensificando a produção primária, como também promovendo a substituição de espécies de fitoplâncton através da proliferação de cianobactérias, que quando submetidas a determinadas condições ambientais podem produzir toxinas potencialmente fatais aos animais e aos seres humanos (FIGUEIREDO et al, 2007; BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013). Como consequência, alterações das características químicas e físicas do meio ocorrem, com consequências negativas para o ecossistema aquático, como a morte de diversos organismos (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

Em mananciais de abastecimento público, além das mudanças ecológicas, a eutrofização ocasiona aumento nos custos do tratamento da água devido ao aumento no uso de coagulantes e alcalinizantes para ajuste de pH de coagulação, na necessidade de usar polímeros para auxiliar a floculação, evitando a flotação, entre outros (BARRETO et al., 2013).

No ecossistema aquático não apenas a água deve ser monitorada, mas o sedimento, quantificando-se os teores desse nutriente, principalmente nos primeiros centímetros superficiais, mudanças nas suas propriedades químicas e físicas pode favorecer a ressuspensão das formas lábeis de fósforo anteriormente sedimentado, tornando-se prontamente assimiláveis ao fitoplancton. Segundo Aprile et al., (2011), os

compartimentos água e sedimento apresentam alta oscilação pontual de fósforo, sugerindo haver uma correlação entre os dois compartimentos.

Nos últimos anos, o sedimento tem sido reconhecido como um compartimento de grande importância no estudo da qualidade de corpos hídricos, constituídos por diferentes substratos geoquímicos, como argila, sílica, matéria orgânica com elevada superfície específica, tornando a coluna sedimentar uma região particularmente importante como fonte ou sumidouro de nutrientes para a coluna d'água (ANTUNES et al, 2008; APRILE et al 2011).

Reflete a atuação de parâmetros ambientais e constituem um registro da dinâmica local (APRILE et al, 2011), na avaliação da intensidade e formas de impactos aos quais os ecossistemas aquáticos foram submetidos (SANTOS et al, 2010), retratando todos os processos que ocorrem no ecossistema aquático. Concentrações elevadas de fósforo são a causa mais comum de eutrofização, o processo de retenção e liberação depende das características do meio, criando um equilíbrio dinâmico em corpos de água eutróficos (CHAO et al, 2008).

Segundo Esteves (1998), esta matriz ambiental pode ser empregada em determinações do estado trófico de lagos temperados, utilizando-se o teor de matéria orgânica contida no sedimento. Nesses casos, o sedimento apresenta coloração mais escura devido à elevada concentração de matéria orgânica em sua composição. No entanto, essa condição não pode ser aplicada aos ecossistemas tropicais, principalmente à região semiárida, porque as elevadas temperaturas podem favorecer a decomposição da matéria orgânica.

O transporte de sedimentos da bacia de drenagem para os ecossistemas aquáticos pode ocorrer naturalmente pela ação da água da chuva e ventos (SHENATO, 2009). Segundo o mesmo autor, quando o primeiro fator atua, há um transporte dos pontos mais altos para os mais baixos do terreno, pelo carreamento predominantemente de partículas de solo previamente desagregadas pelo impacto das gotas de chuva. Segundo Kochem (2014), a textura do solo, reflete a granulometria do material em suspensão, interferindo na capacidade em causar danos ao ecossistema aquático, seja pelo assoreamento através dos sedimentos grosseiros ou pelo transporte de fósforo e outros poluentes adsorvidos aos sedimentos finos.

Segundo Lima e Silva (2007), o transporte de sedimentos é regido pela relação entre a capacidade de carreamento do escoamento e a força necessária para deslocar as partículas sólidas disponíveis no curso da rede de drenagem. Assim, as partículas mais finas e leves, como as argilas e siltes, precisam de menos energia, do que as partículas de

areia para serem carreadas (LIMA;SILVA, 2007). Considerando a dinâmica da bacia hidrográfica, as partículas de areia tendem a sedimentar inicialmente na calha dos riachos, com maior turbulência, em seguida, as partículas finas sedimentam em ambientes mais profundos e com menor turbulência. Essa condição, faz com que a granulometria do sedimento seja variada, dependente da vazão do sistema, do tempo de residência da água, da profundidade (SANTOS et al, 2004) e, conseqüentemente, da remobilização da água em ambientes rasos (SANTOS et al, 2010; FROEHNER, MARTINS, 2008).

A associação do fósforo com os sedimentos aquáticos é influenciada por mudanças nas características físicas e químicas do meio, que possibilitam sua mobilização e retorno para a coluna de água (FRANZEN et al., 2010). As características que alteram a dinâmica de liberação e retenção do fósforo no sedimento são granulometria, pH, oxigênio dissolvido, matéria orgânica, potencial de oxirredução (APRILE et al 2011), e profundidade dos ecossistemas aquáticos (SILVA, 2017).

Estudo realizado por Froehner e Martins (2008), constatou que a granulometria do sedimento pode variar em função da profundidade e turbulência, com predominância de areia, em pontos de menor profundidade e maior turbulência. Já nos pontos com maior profundidade destaca-se predominância de sedimentos com maiores quantidades de silte e argila. Os autores verificaram ainda que o domínio de partículas finas (silte e argila) está associado a uma maior área superficial do sedimento, permitindo um acúmulo de matéria orgânica, aumentando a adsorção de fósforo.

Além da granulometria, a composição química do sedimento influencia na capacidade de sorção do fosfato, principalmente a presença de íons ferro, alumínio, compostos orgânicos e carbonatos, pH e das condições de oxirredução no meio, governando os processos de precipitação, complexação e imobilização desse ânion (NUNES, 2013). Segundo Melo e Alleoni (2009), as condições de pH normalmente verificadas em águas naturais se situam em torno da neutralidade e tendem a ser ligeiramente ácidas, favorecendo a formação de complexos entre PO_4^{3-} e Fe^{3+} ou Al^{3+} , constituindo-se os principais mecanismos responsáveis pela retenção de fósforo nos sedimentos.

A interface sedimento-água é dinâmica. Em ambientes rasos a liberação do íons fosfato também ocorre em condições de oxidação através da ressuspensão do sedimento pelo vento (SØNDERGAARD et al., 2003). Essa condição foi constatada para três ecossistemas rasos do semiárido nordestino, onde em condições anóxicas não foi observado aumento do teor de fósforo solúvel reativo na coluna d'água (SILVA, 2016), em contrapartida, com a estiagem e redução do volume dos reservatórios o aumento desse

nutriente foi constatado, em decorrência da ressuspensão do fósforo biodisponível no sedimento.

Ambientes aquáticos com baixas concentrações de oxigênio, podem favorecer a solubilização dos óxidos de ferro e alumínio amorfos, diminuindo a capacidade máxima de adsorção de fósforo, aumentando sua biodisponibilidade (PAULA FILHO et al, 2012).

2.3. Fracionamento químico do fósforo em sedimentos

A disponibilidade do fósforo está relacionada com energia de ligação que o fosfato está adsorvido, podendo estar ligado às arestas quebradas dos óxidos/hidróxidos de ferro, alumínio e manganês, estando fixado, precipitado com íons de ferro, fazendo parte das moléculas orgânicas, fracamente adsorvido por ligações iônicas na interface sedimento-água intersticial e até mesmo constituindo as unidades cristalinas dos minerais. Nesse sentido, a quantificação do teor total de fósforo no sedimento não fornece informações sobre sua labilidade, ou indicações reais sobre o potencial de eutrofização advindo da carga interna de fósforo (PROTÁZIO et al, 2004).

Para isso, recorre-se a métodos analíticos de fracionamento químico que utilizam diferentes extratores que solubilizam os compostos e assim, disponibilizam o fósforo a eles ligados. Esses métodos são utilizados para verificação da biodisponibilidade e, conseqüentemente, contribuição interna de fósforo à eutrofização (PROTÁZIO et al, 2004). Os métodos de extração são operacionalmente definidos com base na reatividade da fração que se deseja extrair, diferentes fases sólidas mostram reatividade diferente em relação a diferentes soluções, sendo essas sequências de extração projetadas para remover inicialmente as fases mais reativas (MARINS et al., 2007; WANG et al (2013).

Vários são os métodos existentes de fracionamento do fósforo, originando-se das extrações em solos, fornecendo não apenas informações sobre a potencial mobilidade das espécies de fósforo, mas também da avaliação da sua origem do sedimento (WANG et al, 2013). Entre os principais métodos de extração para a determinação de P sedimentar, identificam-se os método de Williams (WILLIAMS et al., 1967; 1971 e 1976), Hieltjes-Lijklema (HIELTJES; LIJKLEMA, 1980), Golterman (GOLTERMAN et al., 1982, 1995 e 1996), de extração sequencial (SEDEX) (RUTTENBERG, 1992), Penn (PENN et al., 1995 e 1997), Jensen (JENSEN; THAMDRUP, 1993; JENSEN, 1998) e o Protocolo de Medições Padrão e Método de Teste (SMT - Standards Measurements and Testing Method) (RUBAN et al, 1999 e 2001; WANG et al, 2013).

Em virtude dos diferentes métodos existentes e diferenças nos resultados obtidos, a Comissão Européia propôs o protocolo SMT para harmonização dos dados e, conseqüentemente, compará-los e discuti-los de maneira eficiente (CHAO et al., 2008), CANUTO, 2013; ZHANG et al., 2016). Nesse protocolo são identificadas frações com maior labilidade (P-NaOH), correspondentes ao fósforo não apatítico, ligado aos óxidos metálicos Ferro/Al/Mn (WANG et al, 2006). Essa fração é dependente tanto do pH quanto das condições de oxirredução do meio, sob condições anóxicas, geradas pela mineralização intensa da matéria orgânica, o Fe^{3+} é reduzido em Fe^{2+} , que se dissolve na fase aquosa juntamente com o fosfato associado (WANG et al, 2013).

Outra fração potencialmente disponível corresponde ao fósforo orgânico, em virtude da mineralização do material orgânico. Segundo Wang et al (2013), lipídeos microbianos e os monoésteres de ortofosfatos se decompõem rapidamente no sedimento.

Por último esse protocolo quantifica a fração indisponível de P sedimentar, o P-HCl, corresponde ao fósforo ligado ao cálcio (principalmente apatitas, coprecipitados com carbonato de cálcio), considerados provavelmente os mais inertes nas condições aquáticas ligeiramente alcalinas, pouco complexantes e normais, sua dissolução implica uma forte diminuição do pH (WANG et al, 2012).

Ratificando a diferença entre os resultados de fracionamento de P sedimentar, Protázio et al (2004), utilizou duas metodologias, uma proposto por Williams e outra por Golterman, verificou que, a partir da análise estatística, pode-se admitir que existem diferenças nas concentrações de ortofosfato nos dois tipos de extração.

2.4. Análise multivariada aplicada ao monitoramento ambiental

Os estudos para avaliação da qualidade da água, bem como de outros tipos de monitoramento ambiental, consiste na medição de múltiplos parâmetros em diferentes estações de monitoramento, com topografia diferenciada, periodicidade e sazonalidade amostral organizados em uma matriz complexa, com grandezas diferentes, dificultando sua leitura e interpretação (FRINKLER et al, 2015).

Para facilitar sua interpretação a análise multivariada dos dados vem sendo largamente utilizada, entre as quais destaca-se a Análise de Componentes Principais (ACP), que tem finalidade de promover a redução do número de variáveis sem que haja perda das informações. Para a determinação das componentes principais, é necessário calcular a matriz de variância-covariância, ou a matriz de correlação, encontrar os autovalores e os autovetores da matriz e, por fim, escrever as combinações lineares, que

serão as novas variáveis, denominadas de componentes principais (VICINI, 2005). Os autovalores correspondem às variâncias de cada componente, representando sua contribuição relativa na explicação da variação total dos dados (ARAÚJO, 2009). Os autovetores representam o peso de cada variável original na componente principal gerada.

Do ponto de vista estatístico-matemático, a técnica transforma o conjunto original das variáveis observadas em um novo conjunto, denominadas componentes principais, com ordem decrescente de máxima variância (GUEDES et al, 2012), não correlacionadas, facilitando o manuseio e a compreensão do fenômeno (PALÁCIO, 2004). A meta da análise de componentes principais é abordar aspectos como a geração, seleção e interpretação das componentes investigadas, determinando-se as variáveis de maior influência na formação de cada componente (VICINI, 2005). Esta técnica também pode ser utilizada para agrupar indivíduos de acordo com suas variâncias, ou seja, a técnica agrupa os indivíduos de uma população segundo a variação de suas características (VARELLA, 2008).

Esse método facilita a extração de informações que serão de grande relevância na avaliação da qualidade das águas e no manejo da bacia hidrográfica (ANDRADE et al 2007; FRINKLER et al 2015), pois cada componente gerada descreve um fenômeno em particular. Nesse sentido, Andradre et al (2007), objetivando identificar a origem dos fatores que determinam a qualidade das águas na parte baixa da Bacia do Acaraú, através de análise multivariada dos dados, idetificaram que a primeira componente gerada englobou os sólidos da água (representando o processo de erosão e escoamento superficial); a segundo componente agrupou os nutrientes (representando a influência de fontes de poluição difusa, como drenagem das áreas agrícolas); ao passo que a terceira componente indicou a ação antrópica através do agrupamento de parâmetros orgânicos; e uma quarta componente representa o processo natural da bacia hidrográfica agrupando os sais solúveis.

Para escolher o número de componentes que descreverão o conjunto de dados amostrais existe vários critérios, dentre os quais destacam-se dois deles que foram descritos por Pamplona (2011), o primeiro é o critério da raiz latente (critério de Kaiser), no qual escolhe-se as componentes que tem autovalores maiores que 1; no outro critério as componentes são escolhidas em função do percentual de variância acumulada desde que alcance o mínimo necessário de explicação dos dados estabelecido pelo pesquisador. Esse último critério foi utilizado por Guedes et al (2012) com 70 % de explicação nas três primeiras componentes.

Essa técnica foi utilizada por Rocha e Pereira (2016) objetivando selecionar parâmetros mais relevantes para monitoramento da Represa Dr. João Penido, MG, que além de constatarem a redução do número de variáveis para três componentes principais, verificaram que o uso e a ocupação irregular do solo no entorno da sub-bacia influenciam diretamente na qualidade da água deste manancial, pois, a primeira componente que explicou 38% da variância total dos dados, refletiu a influência de sólidos dissolvidos associados aos processos de escoamento superficial na sub-bacia e erosão das margens.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da Área de estudo

A bacia hidrográfica do Rio do Canto (BHRC) está localizada no brejo de altitude de Areia, Mesoregião do Agreste, contraposto oriental do Planalto da Borborema, Estado da Paraíba (Figura 1). O clima é do tipo As (tropical com verões secos), pluviosidade média anual de 1.200 mm com chuvas concentradas nos meses de maio a agosto e temperaturas que variam de 22 a 35°C (ALVARES et al., 2014).

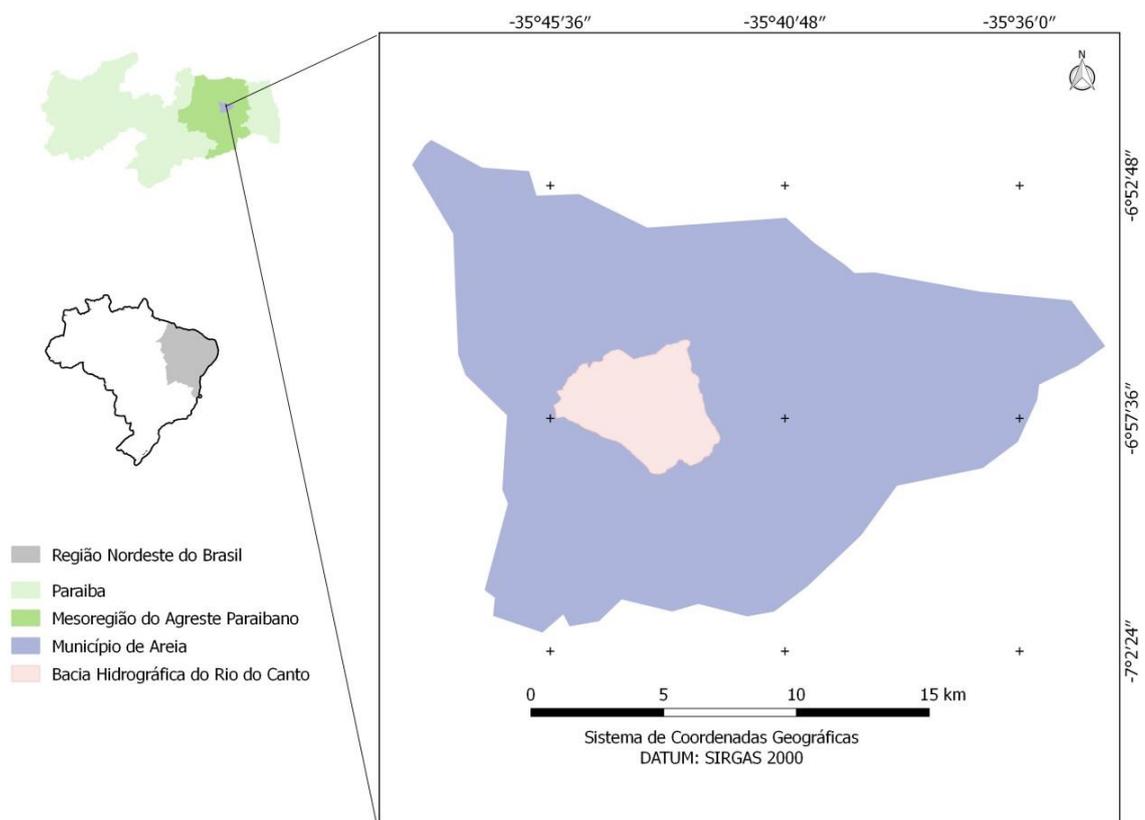


Figura 1. Localização Geográfica da Bacia Hidrográfica do Rio do Canto.

A BHRC apresenta uma área total de 19,05 km², considerada uma microbacia hidrográfica por apresentar área menor que 100 km² (TEODORO et al, 2007). A BHRC é composta por seis sub-bacias (Figura 2, Tabela 1), sendo a maior área ocupada pela sub-bacia3, com 612,27 ha; seguida das sub-bacias 1 e 5, ocupando respectivamente, 26,81 e 20,73% de toda a bacia de drenagem. Os riachos desembocam na Barragem de regularização de nível do Rio do Canto, construída na década de 70 para abastecimento público da cidade de Areia-PB.

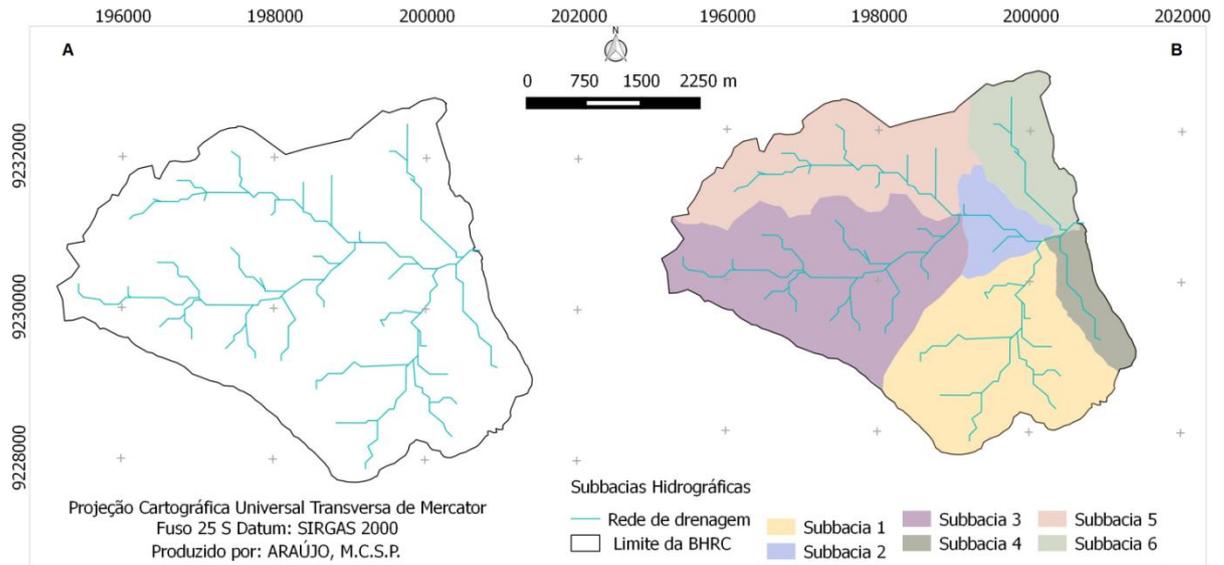


Figura 2. Mapa da Rede de drenagem (A) e sub-bacias hidrográficas (B) da BHRC.

Tabela 1. Descrição e áreas das sub-bacias que compõem a BHRC.

Sub-bacias	Denominação	Área (ha)	Área (km ²)	Área %
Sub-bacia1	Riacho Lava Pés – Rio do Canto	510,70	5,11	26,81
Sub-bacia2	Riacho Pequeno	100,84	1,01	5,29
Sub-bacia3	Riacho Bujari	612,27	6,12	32,14
Sub-bacia4	Riacho Quebra	97,1	0,97	5,1
Sub-bacia5	Riacho Saulo Maia	394,92	3,95	20,73
Sub-bacia6	Riacho Patrício	189,05	1,89	9,92
Total		1904,88	19,05	100

Os solos que compõem a área de estudo corresponderam a uma associação de Latossolos e Argissolos Vermelho-Amarelo (Figura 3A). Esses solos apresentam maior desenvolvimento pedogenético, podendo estar associados às condições climáticas, com maior precipitação pluviométrica decorrente do efeito orográfico nos brejos de altitude.

Em relação ao relevo (Figura 3B), observa-se variação de plano a escarpado, com predominância da classe fortemente ondulada com declividade entre 15 e 45%. O solo da área com relevo suave a moderadamente ondulado corresponde à classe dos Latossolos (PRADO, 2011).

Os solos da área de estudo apresentam suscetibilidade a erosão, não apenas pelas suas propriedades, como também pela predominância do relevo fortemente ondulado. Esses fatores são indicativos da maior vulnerabilidade dos recursos hídricos da BHRC ao

assoreamento, limitando não apenas a quantidade, mas a qualidade da água em decorrência dos íons carregados com os colóides do solo.

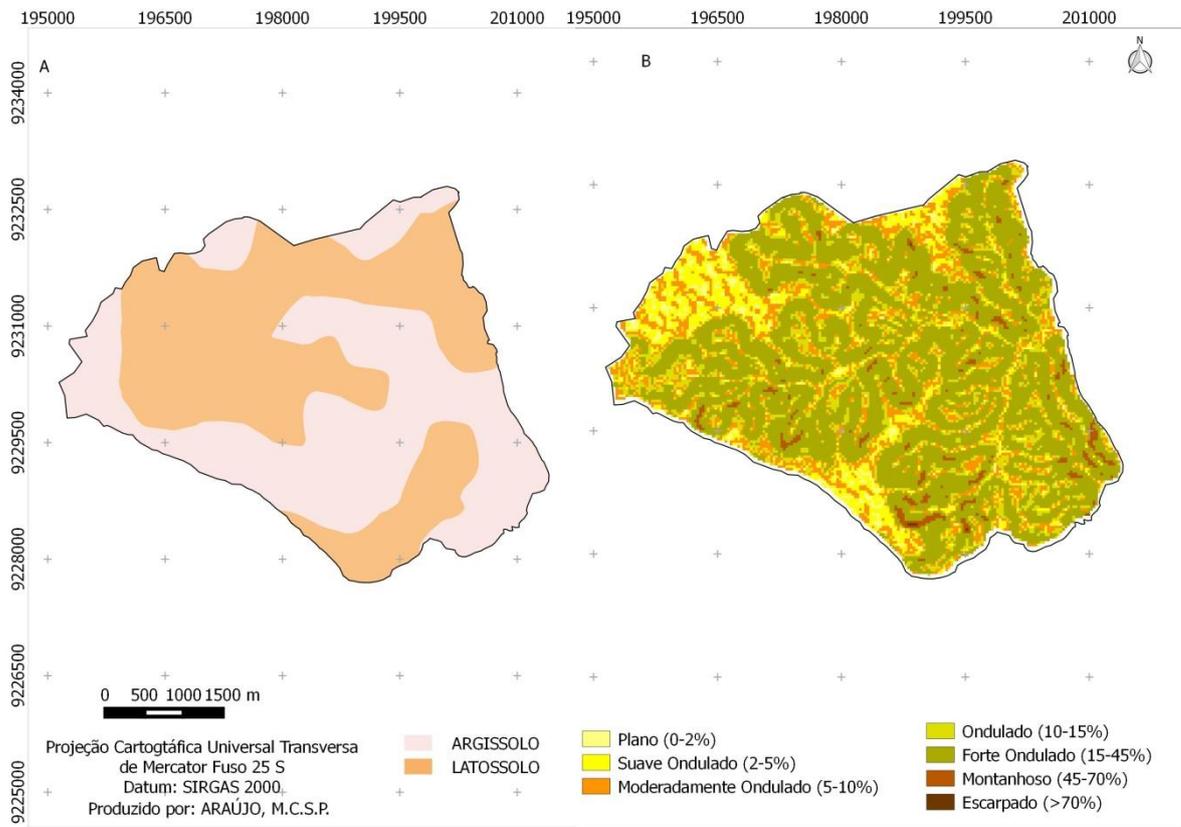


Figura 3. Mapa das classes de solo (A) e relevo (B) da BHRC.

A vegetação primária da BHRC é composta por Floresta Subcaducifólia e Caducifólia, sendo considerada disjunção ecológica da Mata Atlântica, cercada pela caatinga (BARBOSA et al., 2004). No entanto, atualmente apenas 14,12 % da bacia de drenagem está coberta com esse tipo vegetacional (Figura 4, Tabela 2).

Na BHRC são encontradas 9 (nove) classes de uso e cobertura do solo, das quais a pastagem apresenta maior área de ocupação, correspondendo a 34,76% da área total. Essa classe, atualmente está sendo utilizada para bovinocultura. Áreas ocupadas por vegetação secundária, remanescente de mata preservada e pastagem abandonada corresponderam, respectivamente, a 23,76; 14,12 e 12,88 %.

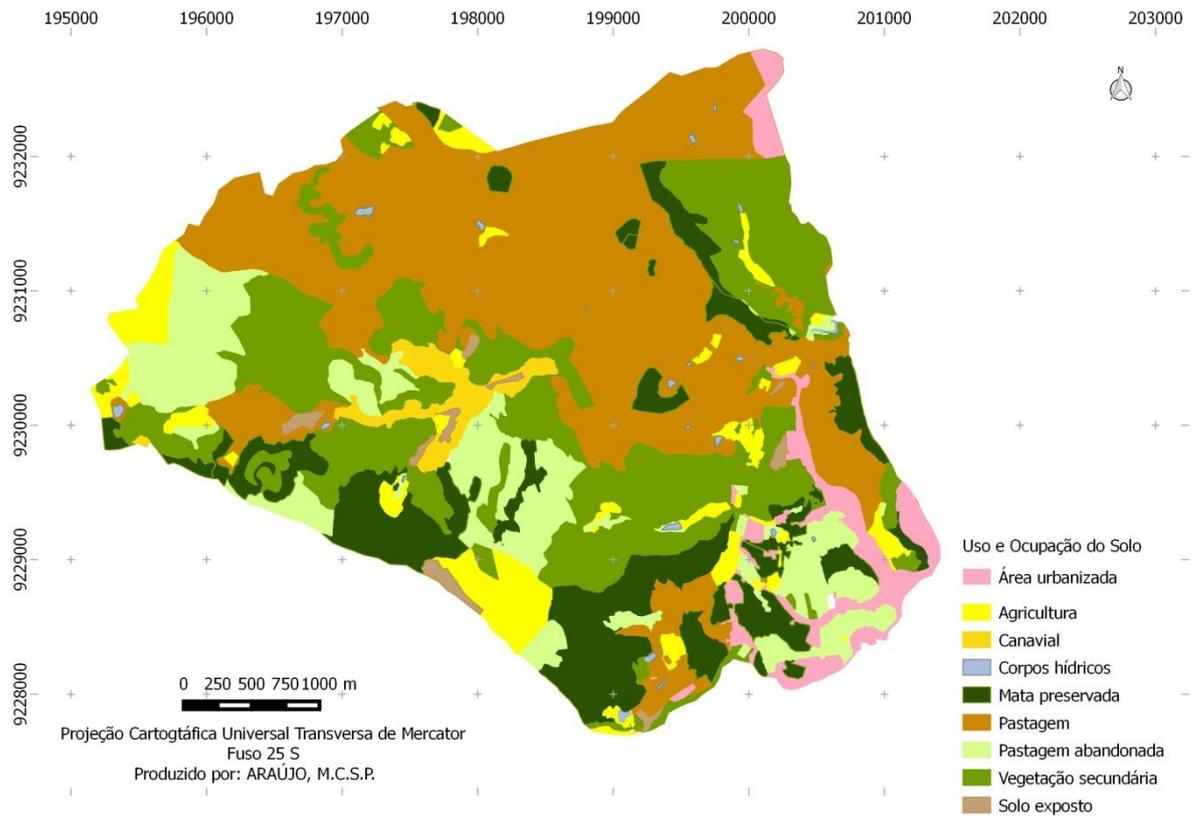


Figura 4. Mapa das classes de uso e cobertura do solo da BHRC.

Em virtude do clima diferenciado e da maior precipitação pluviométrica, os brejos de altitude são áreas bastante antropizadas, com elevado índice de urbanização e desenvolvimento de atividades vinculadas à sustentabilidade econômica da população (Tabela 3). Observa-se que nas sub-bacia 1, 4 e 6, respectivamente, 9,46%; 22,51% e 6,8% está ocupada por área urbanizada.

Tabela 2. Classes de uso e ocupação do solo identificadas na BHRC e suas sub-bacias.

Classes de Uso e Ocupação	Sub-bacia1		Sub-bacia2		Sub-bacia3		Sub-bacia4		Sub-bacia5		Sub-bacia6		BHRC	
	----Área----		----Área----		----Área----		----Área----		----Área----		----Área----		----Área----	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	Há	%	ha	%	ha	%
Agricultura	46,47	9,1	1,14	1,13	35,45	5,79	6,23	6,41	32,23	8,16	3,82	2,02	125,34	6,59
Área Urbanizada	48,31	9,46	-	-	-	-	21,86	22,51	-	-	12,86	6,8	83,02	4,37
Canavial	-	-	-	-	43,9	7,17	-	-	-	-	-	-	43,9	2,31
Corpos Hídricos	2,55	0,5	0,45	0,45	0,92	0,15	0,12	0,12	0,99	0,25	1,27	0,67	6,3	0,33
Mata Preservada	125,63	24,6	18,6	18,45	84,49	13,8	16,46	16,95	6,79	1,72	16,49	8,72	268,47	14,12
Pastagem abandonada	78,7	15,41	-	-	118,35	19,33	0,3	0,31	46,17	11,69	1,3	0,69	244,82	12,88
Pastagem	75,12	14,71	80,44	79,77	121,96	19,92	43,22	44,51	275,89	69,86	64,13	33,92	660,77	34,76
Vegetação Secundária	129,51	25,36	0,2	0,2	191,51	31,28	8,5	8,75	32,86	8,32	89,13	47,15	451,73	23,76
Solo Exposto	4,39	0,86	-	-	12,49	2,04	4,34	-	31,08	-	0,06	0,03	16,94	0,89

Tabela 3. Descrição das classes de uso e cobertura do solo da BHRC.

Classes de Uso e Ocupação	Atividades desenvolvidas
Agricultura	Plantio consorciado e/ou monocultivo de feijão, milho, mandioca, hortaliças, frutíferas
Área Urbanizada	Centros urbanos: bairros da cidade de Areia, PB
Canavial	Monocultivo e engenho de cana de açúcar
Mata Preservada	Vegetação preservada
Pastagem abandonada	Pastagem e herbáceas
Pastagem	Bovinocultura de corte
Vegetação Secundária	Vegetação secundária em diferentes estágios sucessionais
Solo Exposto	Solo exposto

3.2 Distribuição da malha amostral

Para as amostragens da água e sedimento da BHRC utilizou-se uma malha amostral constituída por 26 (vinte e seis) pontos de coleta (Figura 5). A distribuição desses pontos foi realizada em função do uso e cobertura do solo na bacia de drenagem e para facilitar a interpretação dos resultados obtidos e verificar sua possível associação com o uso do solo optou-se em realizar o trabalho por sub-bacias. Como a BHRC apresenta seis sub-bacias foi utilizada apenas três, as quais foram selecionadas por englobarem maior número de classes de uso e cobertura do solo, sendo assim, das seis sub-bacias hidrográficas, os pontos de coleta foram distribuídos na sub-bacia 1: Riacho Lava-pés; sub-bacia 3: Riacho Bujari; e sub-bacia 4: Riacho Quebra.

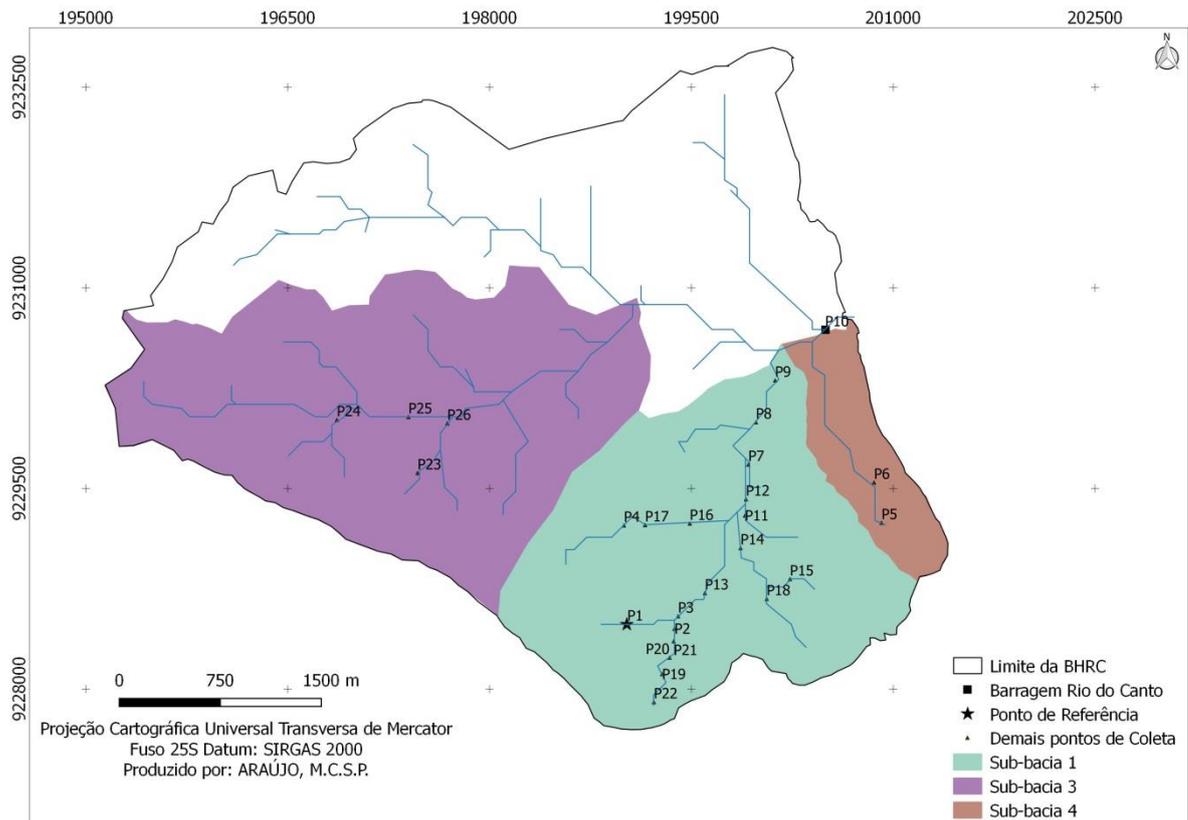


Figura 5. Mapa de localização dos pontos de coleta na BHRC.

Entre os pontos de coleta, um deles foi escolhido por apresentar maior área de vegetação preservada denominado P1, esse ponto foi utilizado como referência de qualidade para os demais. Entre os pontos incluiu-se também a Barragem Rio do Canto (P10) utilizada para abastecimento público que interliga toda a rede de drenagem, estando

situada na cota mais baixa da BHRC (Tabela 4). Todos os pontos de coleta foram georreferenciados (Tabela 4), sendo distribuídos tanto ao longo da rede de drenagem (ambientes lóticos), como também em reservatórios contruídos no leito dos riachos (ambientes lênticos).

Tabela 4. Localização geográfica e elevação dos pontos de coleta na BHRC.

Pontos	Sub-bacia	Tipo de ambiente	Latitude (S)	Longitude (W)	Elevação (m)
P1	1	Lêntico	6°58'17,6"	35°43'25,5"	539
P2	1	Lótico	6°58'13,2"	35°43'13,9"	513
P3	1	Lótico	6°58'20,5"	35°43'14,5"	527
P4	1	Lótico	6°57'49,9"	35°43'26,2"	534
P5	4	Lótico	6°57'55"	35°42'19,6"	539
P6	4	Lótico	6°57'51,4"	35°42'21,2"	536
P7	1	Lótico	6°57'44,6"	35°42'55,9"	502
P8	1	Lótico	6°57'35,4"	35°42'52,4"	506
P9	1	Lêntico	6°57'19,5"	35°42'50"	495
P10	4	Lótico	6°57'07,2"	35°42'39,1"	483
P11	1	Lótico	6°57'49,2"	35°42'58,0"	511
P12	1	Lótico	6°57'48,7"	35°42'56,8"	508
P13	1	Lótico	6°58'11,5"	35°43'08,9"	529
P14	1	Lótico	6°57'51,9"	35°42'56,3"	516
P15	1	Lótico	6°58'07,1"	35°42'49,1"	495
P16	1	Lêntico	6°57'52,7"	35°43'07,2"	514
P17	1	Lêntico	6°57'51,1"	35°43'27,1"	532
P18	1	Lótico	6°58'09,2"	35°42'51,9"	520
P19	1	Lêntico	6°58'31,3"	35°43'14,5"	556
P20	1	Lêntico	6°58'25,9"	35°43'16,3"	547
P21	1	Lêntico	6°58'24,7"	35°43'14,9"	545
P22	1	Lêntico	6°58'41,1"	35°43'25,6"	556
P23	3	Lêntico	6°57'41,8"	35°44'35,8"	536
P24	3	Lêntico	6°57'28,7"	35°44'15,8"	545
P25	3	Lótico	6°57'21,1"	35°44'08,7"	526
P26	3	Lótico	6°57'31,6"	35°44'10,9"	518

Para identificação da faixa de vegetação ciliar utilizou-se os critérios preconizados pelo Código Florestal (BRASIL, 2012), nesse sentido, estabeleceu-se uma faixa de 30 m para os ambientes lóticos e 100 m para os lênticos, essa faixa deveria ser legalmente preservada pois constitui-se área de preservação permanente (APP) correspondendo à região de mata ciliar. Em seguida, essa faixa anteriormente calculada foi sobreposta ao mapa de uso e ocupação do solo da BHRC, com esse procedimento identificou-se um

conflito de uso e cobertura do solo, pois a faixa que legalmente deveria ser coberta por vegetação ciliar, estava sendo ocupada por outras formas de uso do solo. Esse procedimento gerou um novo mapa contendo as áreas de conflito de uso no entorno dos riachos e reservatórios das sub-bacias da BHRC (Figura 6).

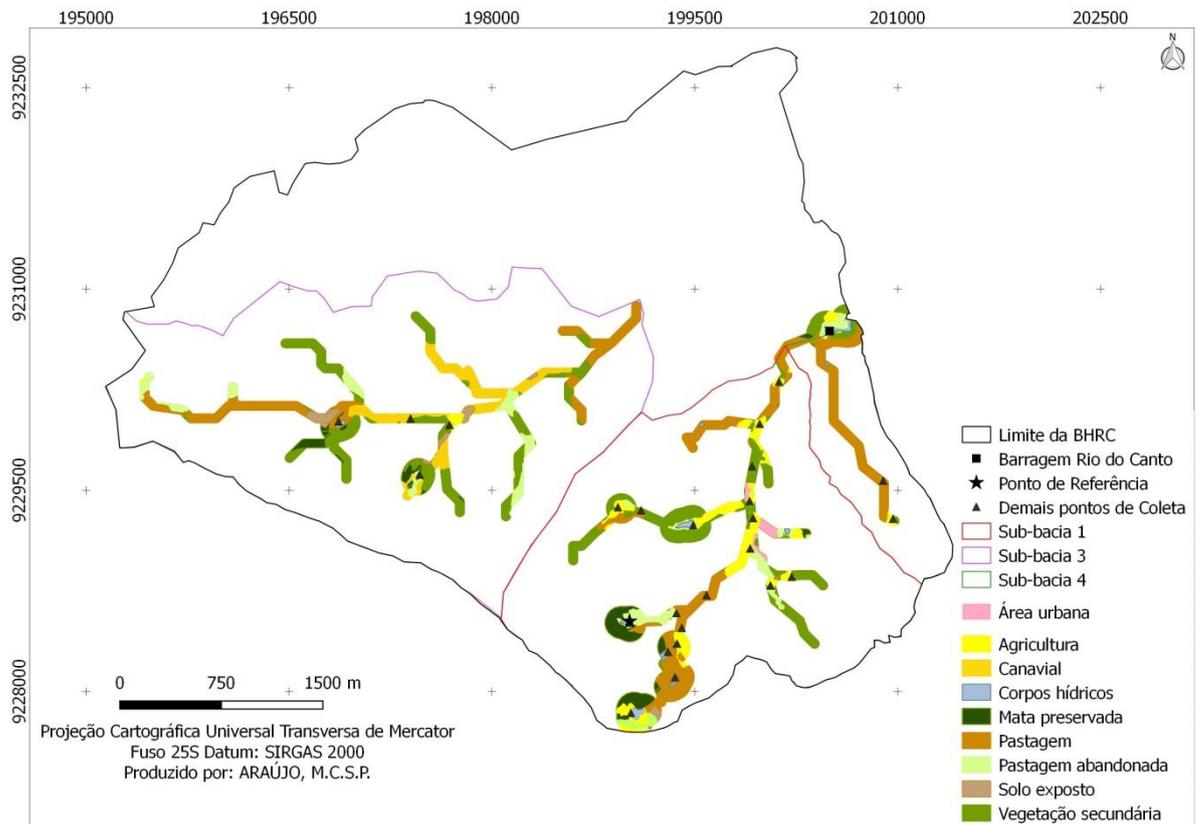


Figura 6. Mapa das áreas de conflito de uso e cobertura do solo nas APPs de mata ciliar da BHRC.

A confecção do mapa contendo as áreas conflitantes possibilitou calcular o percentual que área ocupada pelas classes de uso e ocupação do solo, em cada ponto de coleta (Tabela 5). Com esse procedimento observou-se que P1 apresenta maior percentual de preservação da vegetação ciliar natural, justificando sua escolha como ponto de referência de qualidade aos demais.

Tabela 5. Percentual de ocupação das classes de uso e cobertura do solo para cada ponto de coleta da BHRC.

Pontos	I	II	III	V	VI	VII	VIII	IX
	-----%-----							
P1	-	-	-	60,18	25,13	13,05	0	1,96
P2	6,52	17,42	-	1,71	11,89	31,74	23,31	0,12
P3	14,68	17,42	-	1,71	11,89	31,74	23,31	0,12
P4	14,68	17,42	-	1,71	11,89	31,74	23,31	0,12
P5	4,32	-	-	-	7,77	84,85	2,07	-
P6	4,32	-	-	-	7,77	84,85	2,07	-
P7	14,68	17,42	-	1,71	11,89	31,74	23,31	0,12
P8	14,68	17,42	-	1,71	11,89	31,74	23,31	0,12
P9	14,68	17,42	-	1,71	11,89	31,74	23,31	0,12
P10	10,73	-	-	1,72	15,58	36,33	33,94	0,76
P11	14,68	17,42	-	1,71	11,89	31,74	23,31	0,12
P12	14,68	17,42	-	1,71	11,89	31,74	23,31	0,12
P13	14,68	17,42	-	1,71	11,89	31,74	23,31	0,12
P14	14,68	17,42	-	1,71	11,89	31,74	23,31	0,12
P15	14,68	17,42	-	1,71	11,89	31,74	23,31	0,12
P16	7,2	-	-	-	12,36	-	80,49	-
P17	35,04	-	-	-	37,74	20,32	7,27	-
P18	14,68	17,42	-	1,71	11,89	31,74	23,31	0,12
P19	1,99	-	-	5,62	-	93,6	0,11	-
P20	13,16	-	-	31,17	-	38,28	17,09	-
P21	39,97	-	-	13,29	-	41,93	-	0,86
P22	26,28	-	-	37,34	1,17	7,31	20,2	7,55
P23	-	-	8,69	4,09	-	35	37,87	14,89
P24	0,14	-	18,7	13,8	12,4	29,92	22,08	3,04
P25	1,12	-	25,22	3,02	10,57	23,2	32,27	3,86
P26	1,12	-	25,22	3,02	10,57	23,2	32,27	3,86

I: Agricultura; II: Área Urbana; III: Canavial; V: Mata Preservada; VI: Pastagem abandonada; VII: Pastagem; VIII: Vegetação Secundária; IX: Solo Exposto.

3.3 Amostragem e Parâmetros analisados na Água

As amostras de água foram coletadas em subsuperfície (20 cm de profundidade), durante o período de novembro a dezembro de 2014. No momento da coleta foram medidos os parâmetros temperatura da água (T) e potencial hidrogeniônico (pH), com o

auxílio de sonda HANNA (HI 8424); mediu-se também o teor de oxigênio dissolvido (OD) utilizando-se sonda Digimed (DM-4P).

Após a coleta, as amostras foram transportadas sob refrigeração em frascos de polietileno previamente higienizados seguindo protocolo da CETESB (2011). Nessas amostras mediu-se a turbidez (TURB) e o teor de fósforo total (PT). A turbidez foi determinada com auxílio de turbidímetro de bancada TECNOPON (TB-1000). O teor de fósforo total foi determinado através do método do ácido ascórbico (APHA, 1998), com auxílio de espectrofotômetro VIS 600 PLUS-FEMTO.

O resultado analítico foi comparado com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2004, para corpos hídricos classe 2 (BRASIL, 2004). Segundo o artigo 42 dessa resolução, “enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas como classe 2”.

Com o teor de fósforo total foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET), proposto por Carlson (1977), modificado para ambientes tropicais por Toledo Jr. *et al.* (1990) (Tabela 6).

Tabela 6. Critérios para classificação do índice de estado trófico (IET).

Critério	Estado trófico
$IET \leq 24$	Ultraoligotrófico
$24 < IET \leq 44$	Oligotrófico
$44 < IET < 54$	Mesotrófico
$54 < IET < 74$	Eutrófico
$IET > 74$	Hipereutrófico

Fonte: Toledo Jr. (1990).

3.5 Amostragem e Parâmetros analisados no Sedimento

Para amostragem do sedimento da BHRC utilizou-se os cinco centímetros (5 cm) superficiais, sendo coletadas amostras simples em cada ponto de coleta (Tabela 4), com o auxílio de um amostrador confeccionado em tubo de PVC rígido de 100 mm de diâmetro interno.

Nos ambientes lóticos, as amostras foram coletadas na margem deposicional, onde ocorre a deposição de sedimentos finos, lado oposto da erosional, apresentando declive mais suave e, muitas vezes, com bancos de macrófitas enraizadas (CETESB, 2011).

No momento da coleta mediu-se, *in loco*, o potencial hidrogeniônico, a temperatura e o potencial de oxi-redução do sedimento, com auxílio de sonda multiparamétrica modelo Hanna HI 8424.

Para os demais parâmetros as amostras foram armazenadas em recipientes plásticos, previamente higienizados (CETESB, 2011). Em seguida, essas amostras foram congeladas a 4°C até o momento da análise dos demais parâmetros.

Para analisar os demais parâmetros as amostras de sedimento foram descongeladas e secas em estufa de circulação forçada de ar, à 60°C, até peso constante. Após secagem, as amostras foram destorroadas e passadas em peneira de 2 mm de abertura de malha, para retirada do material mais grosseiro. As amostras secas e peneiradas foram guardadas à temperatura ambiente até o momento da análise granulométrica, dos teores de carbono, matéria orgânica, fósforo total e suas frações: solúvel, inorgânico, orgânico, apatítico e não apatítico. Identificou-se também os elementos ferro, alumínio e cálcio dessas amostras.

Para realização das análises de carbono e matéria orgânica, frações de fósforo sedimentar, ferro, alumínio e cálcio utilizou-se uma alíquota de aproximadamente 10g da amostra de sedimento. Essa porção foi macerada em gral de porcelana e passada em peneira de 0,177 mm de abertura, sendo armazenada em recipientes de polietileno.

Os métodos utilizados para determinação dos parâmetros no sedimento estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7. Métodos analíticos utilizados para determinação dos parâmetros no sedimento da BHRC.

Parâmetro	Método de determinação
Granulometria	Método do densímetro (EMBRAPA, 2011).
Carbono e matéria orgânica	Método titrimétrico de oxi-redução (Walkley-Black) (EMBRAPA, 2011).
Fósforo solúvel (P _{sol})	Extração pelo método de Hieltjes e Lijklema (1980) determinação do fosfato pelo método do ácido ascórbico (APHA, 1998).
Fósforo total (PT)	Extração usando o protocolo SMT, determinação do fosfato pelo método do ácido ascórbico (APHA, 1998).
Fósforo Inorgânico (PI)	Extração usando o protocolo SMT, determinação do fosfato pelo método do ácido ascórbico (APHA, 1998).
Fósforo orgânico (PO)	Extração usando o protocolo SMT, determinação do fosfato pelo método do ácido ascórbico (APHA, 1998).
Fósforo Não Apatítico (PNA)	Extração usando o protocolo SMT, determinação do fosfato pelo método do ácido ascórbico (APHA, 1998).

Tabela 7. Continuação...

Parâmetro	Método de determinação
Fósforo Apatítico (PA)	Extração usando o protocolo SMT, determinação do fosfato pelo método do ácido ascórbico (APHA, 1998)
Ferro, Alumínio e Cálcio	Análise elementar por Fluorescência de Raio-X.

3.5.1 Fracionamento químico do fósforo sedimentar

Para determinação dos teores de fósforo foi utilizado o protocolo SMT, estabelecido pela Comissão Europeia. Com essa metodologia foram obtidas cinco frações de fósforo: Fósforo total (PT), Fósforo Inorgânico (PI), Fósforo Orgânico (PO), Fósforo Não apatítico (PNA) e Fósforo Apatítico (PA).

Primeira etapa: Fósforo Total (PT)

Para determinação do fósforo total utilizou-se 0,50g da amostra de sedimento em cadinhos de porcelana, sendo levados ao forno mufla à temperatura de 550°C por um período de uma hora. Após o processo de calcinação, as amostras foram transferidas para tubos, nos quais adicionou-se 20,0mL da solução de HCl 3,5mol L⁻¹, sendo as mesmas submetidas a agitação por um período de 16 horas. Essa suspensão será centrifugada por cinco minutos a 4.000rpm. Tomou-se uma alíquota do extrato que foi neutralizada, utilizando-se a fenolftaleína a 0,1% como indicador. Após a neutralização foi adicionado o reagente combinado para determinação do teor de ortofosfato das amostras.

Em meio ácido, o ortofosfato reage com o molibdato de amônio e o tartarato de antimônio e potássio antimonial formando o ácido fosfomolibdico que é reduzido a azul de molibdênio pelo ácido ascórbico. A intensidade da coloração azul esteve relacionada com o teor de fósforo na amostra, expresso em mg Kg⁻¹.

Segunda etapa: Fósforo Inorgânico (PI) e Orgânico (PO)

Para quantificação de (PI) pesou-se 0,2 g da amostra de sedimento, sendo transferidos para tubos falcon com capacidade de 50 mL. Após a pesagem adicionou-se 20 mL de HCl 1 M, sendo submetida à agitação por 16 h a 125 rpm, e centrifugação a 4.000

rpm por 5 minutos. Uma alíquota do extrato foi neutralizada e diluída a um volume fixo de 20 mL, no qual foi determinado o ortofosfato.

O resíduo da determinação do PI foi lavado com água deionizada e centrifugado a 4000 rpm durante 5 minutos, esse procedimento foi repetido mais duas vezes. O extrato foi descartado e esse resíduo da amostra transferido para cadinhos de porcelana, sendo calcinados a 450°C por 3 horas. As cinzas foram transferidas para tubos falcon com capacidade de 50 mL, sendo adicionado 20 mL de HCl 1 M, submetida à agitação por 16 h a 125 rpm, e , centrifugação a 4.000 rpm por 5 minutos. Uma alíquota desse foi neutralizada e diluída a um volume fixo de 20 mL. Nesse extrato foi quantificado o teor de fósforo orgânico do sedimento, expresso em mg Kg⁻¹.

Terceira etapa: Fósforo não apatítico – PNA e Fósforo apatítico – PAP

Para o fracionamento do PNA e PAP pesou-se 0,2 g da amostra de sedimento, sendo transferido para tubos falcon com capacidade de 50 mL. Adicionou-se 20 mL de NaOH 1 M para agitação por 16 h a 125 rpm, e centrifugação a 4.000 rpm por 15 minutos, separando-se o extrato do resíduo. O resíduo foi reservado para quantificação do teor de PAP. Uma alíquota de 10 mL do extrato, foi transferida para tubos falcon de 15 mL, no qual foi adicionado 4 mL de HCl 3,5 M, seguida de agitação por 16 h a 125 rpm, e centrifugação por 15 minutos a 4.000 rpm. Uma alíquota desse extrato foi recolhida, neutralizada e diluída a um volume fixo de 20 mL. Nesse extrato quantificou-se o teor de PNA, expresso em mg Kg⁻¹.

O resíduo reservado anteriormente foi lavado com 12 mL de NaCl 1M, em seguida centrifugado a 4000 rpm durante 5 minutos, esse procedimento foi repetido mais duas vezes, descartando-se o extrato. Após a lavagem, adicionou-se 20 mL de HCl 1M para que fosse agitado por 16 horas a 125 rpm, sendo posteriormente centrifugado a 4.000 rpm por 15 minutos. Uma alíquota desse extrato foi recolhida, neutralizada e diluída a um volume fixo de 20 mL. Nesse extrato quantificou-se o teor de PAP expresso em mg Kg⁻¹.

3.6 Avaliação da Poluição do sedimento por Fósforo

Para avaliação da poluição do sedimento foi realizada uma comparação dos resultados de PT com o padrão proposto pela Resolução CONAMA 344/04. Utilizou-se também a classificação proposta por Zhang et al (2008), que compara o valor de PT da amostra com uma faixa pré-estabelecida (Tabela 8).

Tabela 8. Critérios para classificação do Índice de poluição por fósforo (IPP).

Critério	Grau de Poluição
$PT \leq 500 \text{ mg Kg}^{-1}$	Não Poluído
$500 < PT \leq 1300 \text{ mg Kg}^{-1}$	Moderadamente Poluído
$PT > 1300 \text{ mg Kg}^{-1}$	Altamente Poluído

3.7. Análise Estatística

Para verificar o efeito do uso e ocupação do solo sobre a qualidade da água, utilizou-se uma análise de Correlação de Pearson (5% de probabilidade) com os resultados dos parâmetros medidos na água e os percentuais de ocupação de cada classe de uso quantificados na faixa de vegetação ciliar.

Todos os dados para verificar a qualidade da água e do sedimento da BHRC foram submetidos à análise exploratória multivariada utilizando-se a análise de componentes principais (PCA). Para sua utilização foram montadas duas matrizes de correlação: a primeira contém os parâmetros de qualidade da água e os percentuais de ocupação de cada classe de uso e cobertura do solo; e a segunda, contém todos os parâmetros analisados no sedimento. Para se eliminar o efeito escala das unidades dos parâmetros realizou-se uma padronização dos dados para cada matriz, sendo as variáveis convertidas em escores padrão. O tratamento e processamento estatístico dos dados foi realizada no software R, versão 3.4.0.

Na primeira matriz de correlação a PCA foi utilizada para diminuição do número de parâmetros que contribuem para alterações na qualidade da água. Na segunda matriz com os parâmetros medidos no sedimento, a PCA além de reduzir o número de parâmetros, também identificou os mais importantes no processo de retenção e liberação do fósforo sedimentar.

Cada componente principal explica um fenômeno particular e para escolher o número de componentes utilizou-se o critério da variância cumulativa, sendo utilizadas as componentes que acumularam uma explicação $\geq 50\%$ da variabilidade dos dados.

Para verificar quais parâmetros que fazem parte de cada componente principal observou-se o valor absoluto dos respectivos autovetores.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Qualidade da água

As variáveis que melhor indicaram a redução da qualidade da água foram os teores de fósforo total, o oxigênio dissolvido e o pH, corroborando com estudos realizados por Souza e Gastaldini (2014) e Pereira et al (2016), que identificaram teores de fósforo total inadequados em alguns locais de coleta.

Os teores de fósforo total variaram nas três sub-bacias (Figura 7A). Na sub-bacia1 observou-se que 26,3% dos pontos está acima do padrão estabelecido pelo CONAMA 357/2005. Na sub-bacia3, esse percentual foi superior, chegando a 50 % dos ecossistemas amostrados. Na sub-bacia4 todos os pontos estão abaixo de $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ de PT.

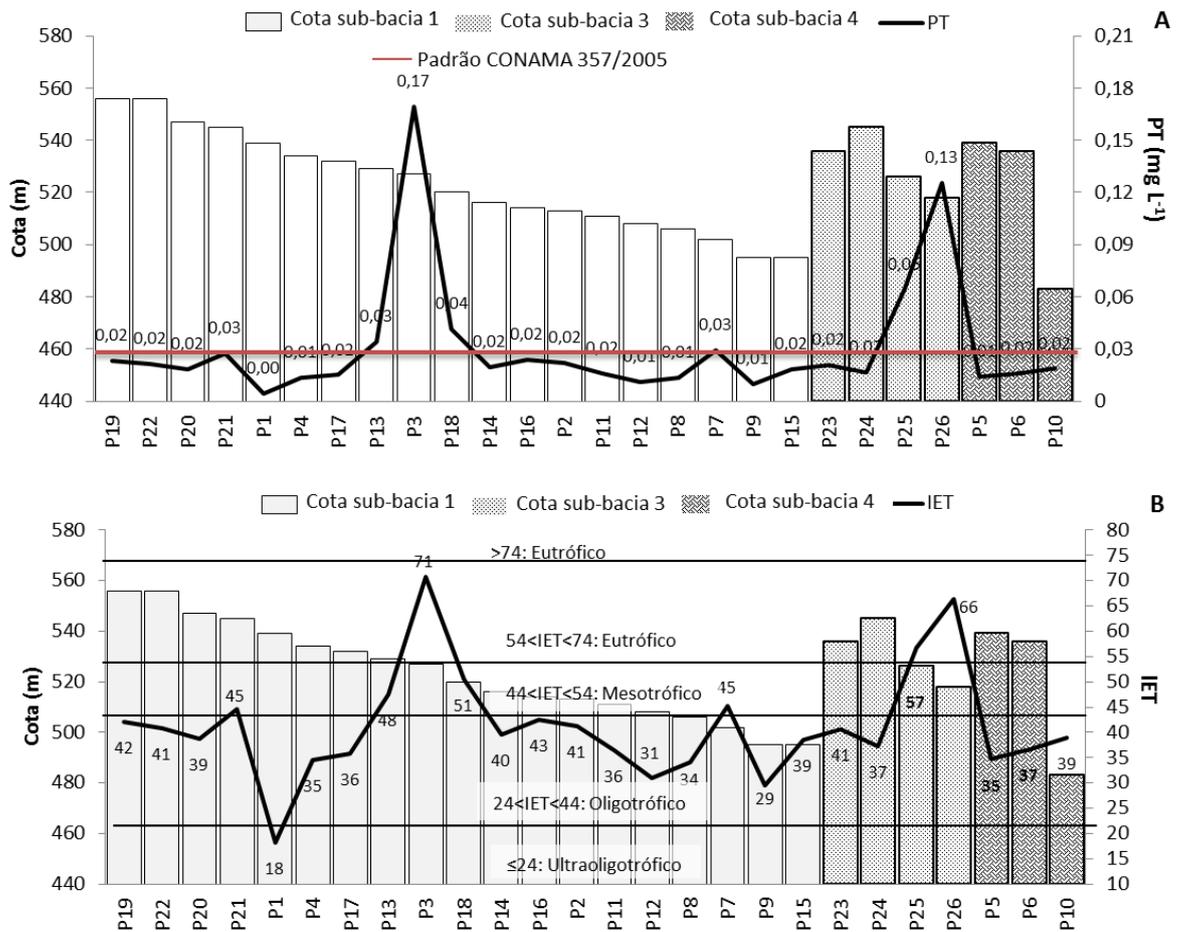


Figura 7. Fósforo total (PT) da água e Índice de Estado Trófico (IET) da BHRC.

O menor valor de $0,004 \text{ mg L}^{-1}$ foi quantificado em P1 chegando a $0,169 \text{ mg L}^{-1}$ em P3, ambos localizados na sub-bacia 1. A mudança na forma de uso e ocupação do entorno desses ecossistemas aquáticos pode ter contribuído para esse aumento da carga de fósforo, sendo constatado que em P1, 60,18% da vegetação ciliar está preservada, em contrapartida, na área de entorno de P3 apenas 1,71 % está coberta pela mata ciliar, observando-se a predominância de áreas ocupadas por agricultura (14,68%), área urbanizada (17,42%) e pastagem (31,74%). O aumento da carga desse nutriente pode estar relacionado com o lançamento pontual e/ou difuso de fósforo proveniente do esgoto doméstico, efluentes e utilização de esterco como adubação na agricultura.

Na sub-bacia 3, P25 e P26 apresentaram teores acima do estabelecido pela resolução. A substituição da mata ciliar (3,02%) por outras formas de ocupação, principalmente pelo canavial (25,2%) e pastagem (23,2%) pode ter contribuído com o aumento nos teores de PT. Nas áreas canavieiras, além do possível uso de fertilizantes minerais e/ou orgânicos, outra provável fonte de contribuição é o efluente gerado pelo engenho situado nessa região.

Na barragem Rio do Canto (P10), situada na cota mais baixa da BHRC interligando toda bacia de drenagem, quantificou-se $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ de PT. Duas situações podem justificar esses baixos teores de PT classificando-a como oligotrófico (Figura 7B), a primeira situação é que existe um extenso banco de macrófitas que provavelmente está assimilando o fósforo da água e incorporando na sua biomassa. A outra situação é o barreamento em alguns trechos dos riachos à montante de P10, diminuindo a carga de fósforo ao manancial integralizador.

Os resultados de PT podem ser entendidos como medida do potencial de eutrofização, já que esse nutriente atua como agente causador do processo (CETESB, 2009). A utilização do IET corresponde a maneira prática de se avaliar a qualidade de ecossistemas, quando aplicado a corpos aquáticos de uma mesma região, tal índice, permite a rápida avaliação comparativa do estado trófico desses ambientes (MAIA et al, 2015).

Na figura 7B observou-se que a sub-bacia 3 apresenta maior grau de trofia, sendo constatado que 50 % dos ecossistemas amostrados encontram-se eutrofizados, nessa área o uso intensivo do solo, utilização de adubação para o cultivo da cana de açúcar influenciaram significativamente na carga de nutrientes. Em seguida, a sub-bacia 1 apresentou o segundo maior grau de trofia, constatando-se que 5% dos ecossistemas está eutrofizado e 21% foi classificado como mesotrófico. Nessa sub-bacia fica clara que a mudança da forma de uso do solo contribui para eutrofização, observando-se um

ecossistema ultraoligotrófico (P1) e outro eutrófico (P3), ambos situados no mesmo riacho, sendo o próximo à uma das nascentes e o segundo numa cota mais baixa que recebe contribuição dos efluentes domésticos e agropecuários. Essa situação também foi observada por Zanini et al. (2010), constatando um aumento do grau de trofia, passando de ultraoligotrófico, em ponto próximo à nascente à eutrófico no médio curso do riacho após lançamento de efluentes de pecuária. Quando a vegetação ciliar natural é retirada, sendo substituída por sistemas de produção agrícola, ou pastagens, não apenas a paisagem é alterada, mas a qualidade da água da bacia hidrográfica (ANDRIETTI et al, 2016).

O pH da água (Figura 8A) apresentou-se levemente ácido na maioria dos ecossistemas amostrados estando na faixa de 5,54 a 7,07. Observou-se que 23,08% dos pontos amostrados na BHRC apresentam acidez acima do padrão CONAMA 357/2005, que estabelece uma faixa de pH entre 6 e 9. Esse percentual refere-se à todos os pontos da BHRC, assim, ao considerar as sub-bacias constatou-se que 21 % dos pontos da sub-bacia 1, e 50 % dos pontos da sub-bacia 3 estão fora do padrão de qualidade para pH.

Em águas naturais o pH é influenciado pela concentração de íons H^+ originado da dissociação do ácido carbônico, que gera valores baixos de pH, como também o aumento do teor de matéria orgânica que libera esses íons para o sistema aquático, conseqüentemente, águas podem ser naturalmente ácidas (ESTEVES, 1998). Outro fator importante a ser considerado é a pedologia da BHRC, solos intemperizados naturalmente ácidos podem contribuir com a acidez da água.

A turbidez medida na água em todos os pontos de coleta (Figura 8B), está em conformidade com o padrão (100 NTU) estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005. Vale destacar que P1, P2 e P3, estão sequencialmente localizados, com águas menos turbida em P1, situado sob remanescente de mata, com solo protegido pela vegetação ciliar. No entanto, em P2 e P3, a vegetação desmatada e substituída pela pastagem, pode ter influenciado no aumento da turbidez abiogênica em decorrência da menor proteção do solo. Da mesma forma observou-se em P4 e P17, com P4 situado em área de vegetação secundária e P17 situado em área de agricultura. Estudo realizado por Queiroz et al (2010) constatou baixos teores de turbidez em toda microbacia da Sanga Mandarina, Nordeste do Brasil, justificando essa condição pela presença de mata ciliar em boa parte do seu trecho, apesar da área também estar sendo ocupada por pastagem, agricultura e área urbana. Para os autores mataciliar desempenha papel na contenção dos sólidos que podem vir a atingir o corpo d'água com o deflúvio na bacia.

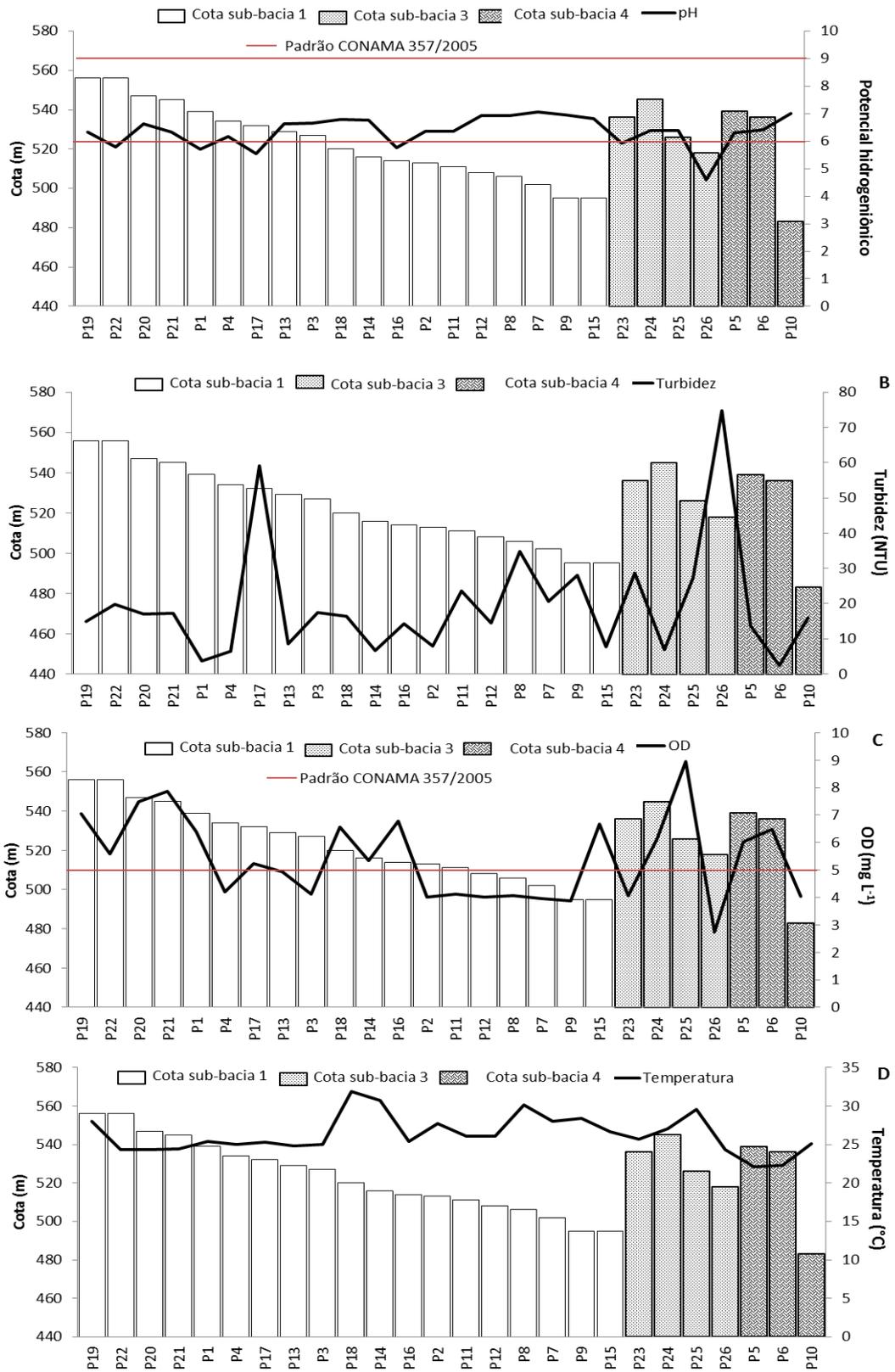


Figura 8. Parâmetros de qualidade da água da BHRC: pH (A); Turbidez (B); Oxigênio Dissolvido (C) e Temperatura (D).

Destaca-se um aumento significativo da turbidez em P25 e P26, ambos situados na sub-bacia3, ocupada predominantemente por classes de uso com menor cobertura do

solo, além disso o plantio da cana de açúcar é realizado de maneira convencional, com maior revolvimento do solo decorrente da aração e gradagem, facilitando o incremento de sólidos na água. Nesse sentido, a associação entre turbidez e atividades antrópicas pode ser indicada.

O oxigênio dissolvido (Figura 8C), medida indireta da carga orgânica aportada ao ecossistema aquático, variou entre 2,75 e 8,94 mg L⁻¹. Com os resultados observou-se que 53,8% dos pontos amostrados estão em concordância com os padrões preestabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 que prevê concentrações mínimas de 5 mg L⁻¹ para águas doces enquadradas na classe 2.

Destaca-se que em P26, situado na sub-bacia3, mediu-se o menor teor de OD entre todos os ecossistemas amostrados, com valor de 2,75 mg L⁻¹. Nesse ponto há o predomínio de áreas com monocultivo da cana de açúcar, estando próximo ao engenho de produção artesanal de rapadura e cachaça contribuindo tanto com o aumento da carga orgânica da água como no aumento da temperatura do efluente bruto. A decomposição aeróbica da matéria orgânica e a menor solubilidade dos gases em ambientes com elevadas temperaturas contribui com a queda da oxigenação da água (FIORUCCI; BENEDETTI FILHO, 2005).

Segundo os resultados levantados na pesquisa a ordem decrescente para classificação da qualidade da água da BHRC: sub-bacia4<sub-bacia1<sub-bacia3. Seguindo essa ordem a sub-bacia 4 apresenta águas com melhor qualidade.

Além disso, destaca-se a redução da qualidade após o ponto de referência (P1), próximo a uma das nascentes, acompanhando o curso dos riachos. Por isso, o entendimento da qualidade da água em bacias hidrográficas é essencial para compreender como o seu manejo altera as características físico-químicas de seus mananciais (PARRON et al 2009).

Com a análise de Correlação de Pearson (Tabela 9), observa-se quais classes de uso e cobertura do solo que influenciaram significativamente a qualidade da água da BHRC.

Destaca-se a correlação negativa das áreas ocupadas com monocultivo da cana-de-açúcar (III) sobre o pH. Essa correlação provavelmente está associada à decomposição da palhada e efluente do engenho instalado nessa região, pois esses resíduos apresentam carga orgânica elevada, aumentando a acidez da água em decorrência da liberação de ácidos orgânicos no processo de decomposição (RIBEIRO et al., 2013).

Tabela 9. Correlação de Pearson entre as classes de uso e cobertura do solo e os parâmetros de qualidade da água da BHRC.

	ELEV	PROF	pH	OD	TEMP	PT	IET	TURB
ELEV	1,00	0,47	-0,42	0,48	0,27	0,00	0,01	-0,11
PROF	0,47	1,00	-0,22	0,31	0,35	-0,28	-0,24	-0,08
pH	-0,42	-0,22	1,00	0,03	0,04	-0,26	-0,19	-0,55
OD	0,48	0,31	0,03	1,00	0,46	-0,19	-0,04	-0,39
TEMP	0,27	0,35	0,04	0,46	1,00	-0,09	0,06	-0,16
PT	0,00	-0,28	-0,26	-0,19	-0,09	1,00	0,90	0,38
IET	0,01	-0,24	-0,19	-0,04	0,06	0,90	1,00	0,37
TURB	-0,11	-0,08	-0,55	-0,39	-0,16	0,38	0,37	1,00
I	0,01	-0,04	0,12	0,02	0,09	-0,10	-0,02	0,15
II	-0,55	-0,69	0,57	-0,46	-0,10	0,05	0,03	-0,20
III	0,10	0,07	-0,45	0,08	0,09	0,41	0,46	0,46
V	0,48	0,57	-0,26	0,30	0,26	-0,18	-0,36	-0,19
VI	-0,32	-0,27	-0,15	-0,21	-0,09	-0,05	-0,22	0,25
VII	0,27	-0,09	0,23	0,17	-0,21	-0,12	-0,07	-0,23
VIII	-0,44	0,01	-0,09	-0,18	0,06	0,16	0,27	0,12
IX	0,29	0,54	-0,39	-0,09	0,03	0,05	0,10	0,22

ELEV: elevação; PROF: profundidade dos pontos de coleta; pH: Potencial Hidrogeniônico; OD: Oxigênio Dissolvido; TEMP: Temperatura da água; PT: Fósforo Total da Água; TURB: Turbidez; I: Agricultura; II: Área Urbana; III: Canavial; V: Mata; VI: Pastagem abandonada; VII: Pastagem; VIII: Vegetação secundária; IX: Solo Exposto

O pH correlacionou-se negativamente com áreas de canavial, provavelmente porque a decomposição da palhada bem como do efluente do engenho promove a liberação de ácidos orgânicos que diminuem o pH da água.

As áreas de canavial correlacionaram-se positivamente com os teores de fósforo total (PT), Índice de Estado Trófico (IET) e turbidez (TURB), decorrentes da composição do efluente gerado nas diferentes etapas da produção no engenho, como também da utilização de fertilização orgânica do solo nas áreas de cultivo da cana de açúcar e no revolvimento do solo aumentando o aporte de sólidos suspensos. Dados informados pelo Manual de Conservação e Reuso da Água na Agroindústria Sucroenergética (ELIA NETO et al, 2009) indicam elevadas concentrações de matéria orgânica, acidez do efluente e concentrações médias de fósforo total de 10 mg L⁻¹. Essas condições contribuem para alterar a qualidade da água da BHRC.

Em relação aos parâmetros de qualidade da água, observa-se correlação significativa da turbidez com os parâmetros pH, oxigênio dissolvido e fósforo total. Essas correlações podem estar relacionadas com a liberação dos ácidos orgânicos (fúlvicos e

húmicos), como também do fósforo após decomposição do material orgânico carregado juntamente com as partículas de argila e silte (MALHEIROS et al.,2012).

O fósforo total correlacionou-se positivamente com a turbidez, o aumento do material em suspensão erodido da bacia de drenagem (FONSECA; SALVADOR, 2005), aumenta os teores desse nutriente na água.

As correlações negativas do OD com áreas urbanizadas podem estar associadas ao lançamento difuso ou pontual dos efluentes domésticos que tendem a diminuir o OD da água (SANTOS; HERNANDEZ,2013). O oxigênio dissolvido não é apenas essencial para os organismos aeróbios mas também o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos (RIBEIRO et al, 2013).

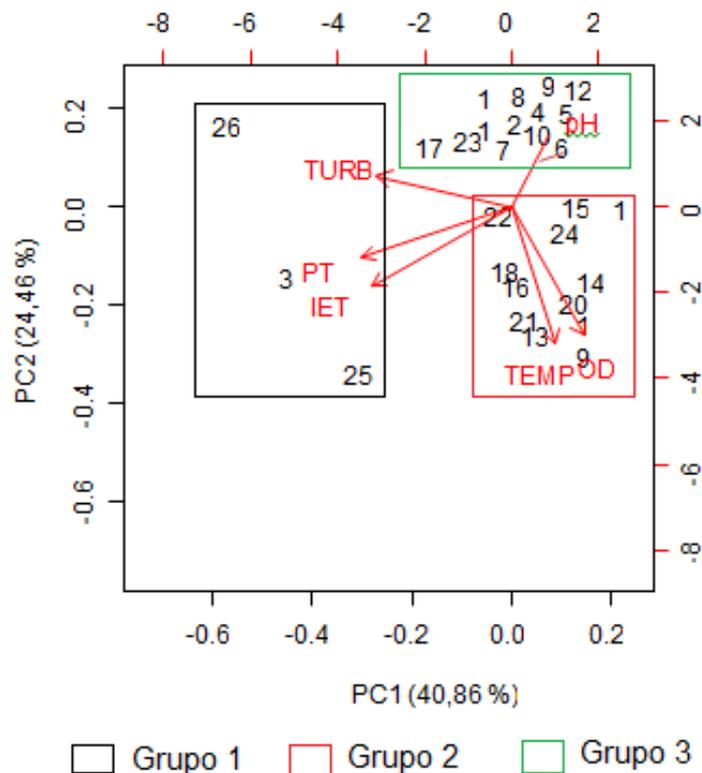
A Análise de Componentes Principais (ACP), decorrente da matriz de correlação confeccionada com os parâmetros de qualidade medidos na água da BHRC (Tabela 10), apresentou explicação de 65,35% da variância total dos dados nas duas primeiras componentes principais (CP). Desse total, 40,86% está sendo explicado na primeira componente e 24,49% na segunda CP.

Tabela 10. Autovalor, percentual de variância explicada, autovetores gerados pela ACP entre os parâmetros de qualidade da água analisados na BHRC.

	CP 1	CP 2
Autovalor	1,54	1,21
Variância Proporcional (%)	40,86	24,46
Variância acumulada (%)	40,86	65,35
	Autovetores CP1	Autovetores CP2
pH	0,3522	0,0209
OD	0,2585	-0,6065
Temperatura	0,1577	-0,6427
PT	-0,5442	-0,2406
IET	-0,5049	-0,3743
Turbidez	-0,4827	0,1432

Os parâmetros com maior carga que influenciam nas componentes geradas foram selecionados considerando-se o maior valor absoluto da esquerda para direita. Assim, para a primeira componente foram significativas as variáveis relacionadas com a disponibilidade de fósforo na água e consequente eutrofização, pH, fósforo total, IET e turbidez. Já a segunda componente indicou as variáveis oxigênio dissolvido e temperatura, relacionadas com a carga orgânica na água.

Com o gráfico da CP1 e CP2, decorrente da ACP (Figura 10), identificou-se a formação de 3 grupos com os pontos de coleta. O primeiro deles incluiu o P3, P25 e P26, associados ao fósforo total, IET e turbidez, sendo esses ambientes classificados como eutróficos. O segundo grupo foi formado em função do OD e da Temperatura, incluindo os pontos com maior proteção, profundidade situados em áreas mais elevadas da BHRC, com maior oxigenação e menor turbidez. O terceiro grupo foi formado em função do pH, com águas mais ácidas com maior carga de matéria orgânica decorrente do lançamento de efluente pecuário, agrícola e doméstico. Nesse gráfico observa-se também correlação positiva entre o fósforo Total, IET e turbidez, e, negativa com o pH. Essa situação pode ser decorrente do escoamento superficial e, conseqüentemente, do maior carreamento de sólidos, dentre os quais a matéria orgânica decomposta no processo de oxidação aeróbica, promove a liberação de gás carbônico em água, aumentando a concentração de ácido carbônico, resultando em redução nos valores de pH da água (VANZELA et al., 2010).



pH: Potencial Hidrogeniônico; OD: Oxigênio Dissolvido; TEMP: Temperatura da água; PT: Fósforo Total da Água; TURB: Turbidez

Figura 9. Gráfico da Análise de Componentes Principais (ACP) com os resultados das análises de qualidade da água e o agrupamento dos pontos na BHRC.

4.3. Caracterização física e química do Sedimento: carreadores geoquímicos de P

A granulometria do sedimento é muito variável, sendo um dos parâmetros associados à liberação ou retenção de nutrientes e espécies metálicas no sedimento (SANTOS et al, 2004; PELLEGRINI et al, 2008), principalmente, os sedimentos finos (silte + argila), com maior capacidade de adsorção em virtude da elevada área superficial (FROEHNER, MARTINS, 2008).

O resultado da análise granulométrica mostrou a predominância de sedimentos grosseiros, com maiores quantidades de areia em sua composição (Figura 11A; Figura 11B).

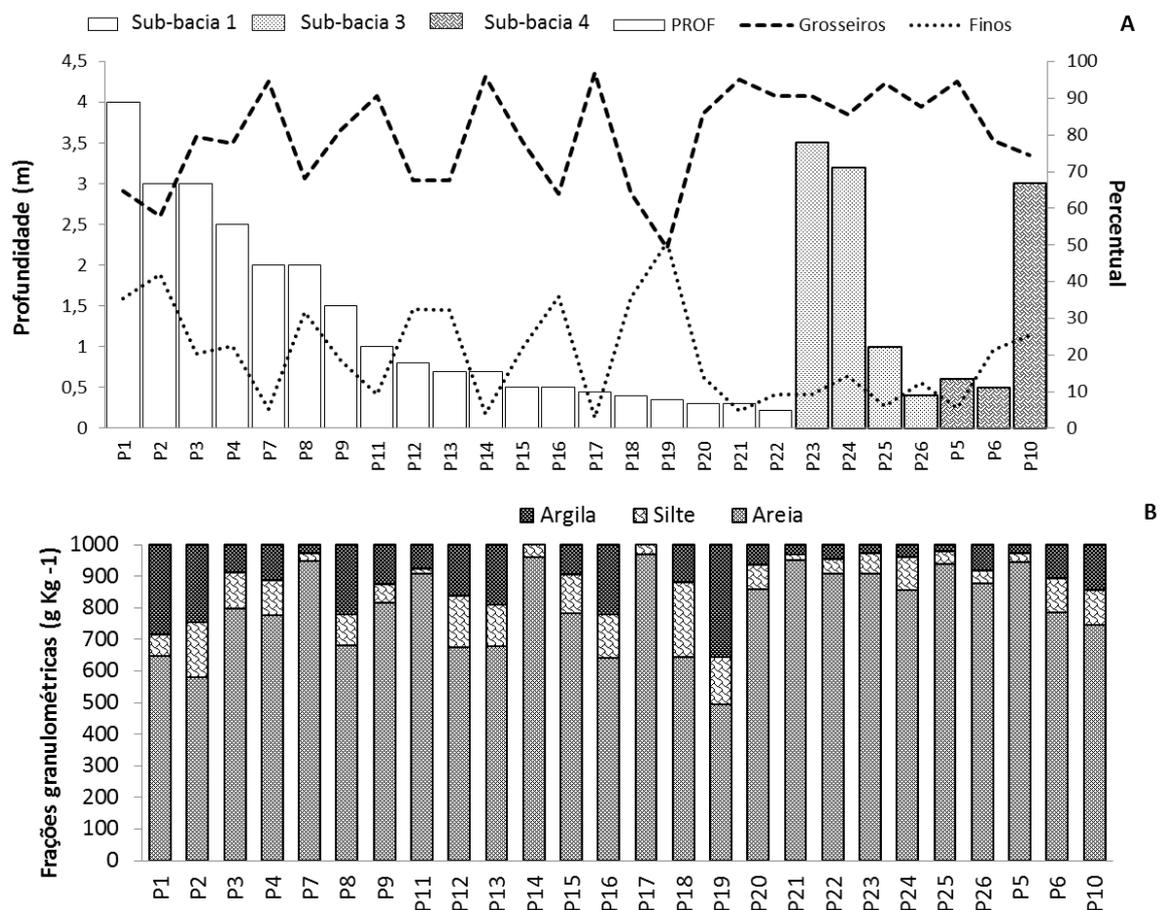


Figura 10. Caracterização granulométrica do sedimento superficial da BHRC.

Apenas no ponto 19 (Figura 11A) a quantidade de sedimentos finos foi superior, em contrapartida, nos pontos P5, P7, P14, P17 e P21, situados na sub-bacia1, menos de 5% de sua composição equivale a sedimentos finos. Essa condição pode estar associada ao menor tamanho e leveza dos sedimentos finos, permanecendo mais tempo em suspensão, dependendo da vazão do sistema, sedimentando em ambientes com maior profundidade e

até mesmo nos reservatórios lânticos, em sua maioria rasos (0,22 a 4 m de profundidade). Para Santos et al., (2010), o sedimento pode ser remobilizado em função da ação do vento impedindo a deposição do material fino. Já áreas com predominância de areia estão associadas à menor profundidade e maior turbulência do leito do rio (FROEHNER; MARTINS, 2008). Nos pontos com maior profundidade houve a predominância de sedimentos com maiores quantidades de silte e argila, sedimentos grosseiros ocorreram nas áreas marginais e nos ambientes mais rasos (NUNES, 2013; SANTOS et al., 2004). Essa dinâmica faz com que a granulometria do sedimento seja variada, dependendo do ponto coletado, ocorrendo predominância de sedimentos grossos e finos (HUANG et al, 2005; NUNES, 2013).

O teor de matéria orgânica é utilizado para classificação do sedimento em orgânicos e minerais, valores superiores a 10% o sedimento é orgânico, abaixo desse valor é mineral (ESTEVEES, 1998). Na BHRC identificou-se elevados teores de carbono e matéria orgânica no sedimento superficial da BHRC (Figura 12).

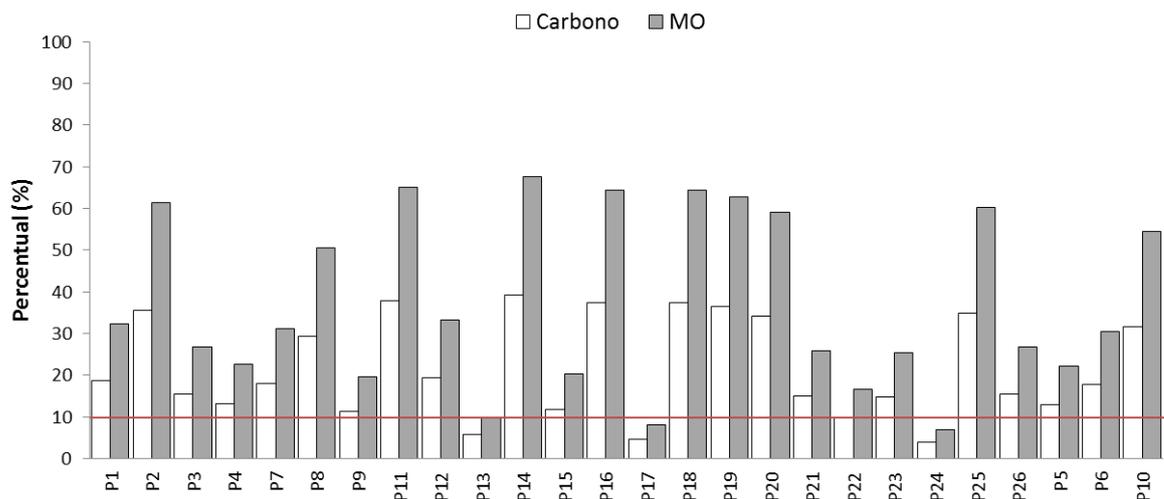


Figura 11. Percentual de Carbono e Matéria Orgânica (MO) quantificados no sedimento superficial da BHRC.

A matéria orgânica pode ser de origem autóctone e/ou alóctone. Nos ecossistemas P10, P19 e P24 a contribuição é autóctone e alóctone, a primeira em decorrência da decomposição de fitoplâncton e principalmente do banco de macrófitas, recebendo também o aporte à montante desses reservatórios trazido pelo leito dos riachos. Segundo Post (1962), o sedimento desses pontos é do tipo Gytja e Dy, recebendo essa denominação por ser de origem, respectivamente, autóctone e alóctone. Os demais pontos a matéria orgânica é alóctone, recebendo a denominação de sedimento tipo Dy, sendo sedimentada em virtude do maior tempo de residência da água.

Os elevados teores de matéria orgânica encontrados podem contribuir na liberação de fósforo para a coluna d'água, uma vez que, os ácidos orgânicos se associam ao ferro e alumínio, anulando a adsorção do fósforo (SILVEROL, 2016). A presença de carbono orgânico estimula a mineralização, diminuindo o potencial de oxiredução do meio. Com a aceleração da produtividade primária, aumenta a espessura da camada inferior anaeróbica e, com isso, predominam os compostos e elementos no estado reduzido (FRANZEN et al, 2010), em virtude do fornecimento de elétrons oriundos dos processos metabólicos microbianos (NUNES, 2013). Essa situação desestabiliza os íons fosfatos retidos na forma oxidada dos íons Fe, Al, Mn. Dessa forma ocorre a redução do Fe_3^+ (íon férrico) para Fe_2^+ (íon ferroso) promovendo a liberação do fósforo para a coluna de água (FRANZEN et al 2010, APRILE et al 2011; NUNES, 2013

O pH do sedimento da BHRC, ligeiramente ácido (Figura 13), pode ter contribuição natural dos solos intemperizados da BHRC, como também dos elevados teores de matéria orgânica do sedimento através dos ácidos liberados na mineralização.

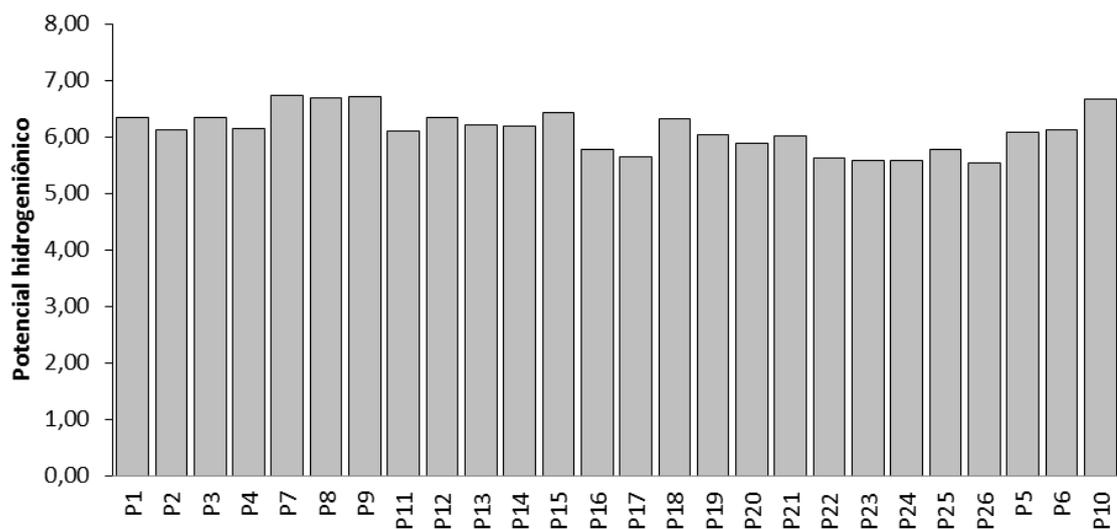


Figura 12. Potencial Hidrogeniônico do sedimento superficial da BHRC.

Esse parâmetro interfere na retenção e liberação do fósforo do sedimento por duas formas. A primeira delas é sobre o controle no estado de oxidação do íon ferro, que em pH próximo da neutralidade encontram-se na forma oxidada, sendo solúvel apenas em pH menor que 3, assim em condições menos ácidas, maior parte do íon férrico encontra-se precipitado ou complexado na forma de hidróxido de ferro hidratado, podendo adsorver o fosfato da água, precipitando-a no sedimento (ESTEVEZ, 1998; APRILE et al 2011), dessa maneira ocorre a retenção do fósforo, tornando-o indisponível. A outra forma da

interferência do pH é que o fósforo fica adsorção nas argilas, principalmente nos óxidos de ferro e alumínio que apresentam cargas dependentes do pH do meio (ESTEVEES, 1998, PELLEGRINI et al, 2008). Com a mudança do pH essas cargas podem ser revertidas, disponibilizando o fósforo na interface sedimento-água. Zhang et al (2016) constataram maior adsorção das diferentes frações de fósforo em condições ácidas de pH, ratificando a hipótese de Esteves (1998) e Aprile et al (2011).

Além do pH, outro potencial que interfere na dinâmica do fósforo na interface sedimento-água é o de oxirredução (Eh). Esse potencial é fortemente relacionado com a concentração de oxigênio da água, pH e teor de matéria orgânica do meio (ESTEVEES, 1998; APRILE et al, 2011)

Na Figura 14, está apresentado o gráfico com o potencial de oxirredução medido no sedimento da BHRC, observa-se que em P2 e P18 o potencial é negativo. Segundo Esteves (1998), para o íon ferro o valor de potencial em 120 mV é suficiente para transformação do ferro da forma oxidada para a reduzida, sendo esses os mais importantes no controle da intensidade oxidação/ redução ($Fe^{3+} \leftrightarrow Fe^{2+}$), em virtude de sua abundância na crosta terrestre. Seguindo o preconizado pelo autor supracitado, observa-se que em todos os pontos condições para redução desse elemento são identificados, fazendo com que fósforo retido na sedimento seja liberado para a coluna de água.

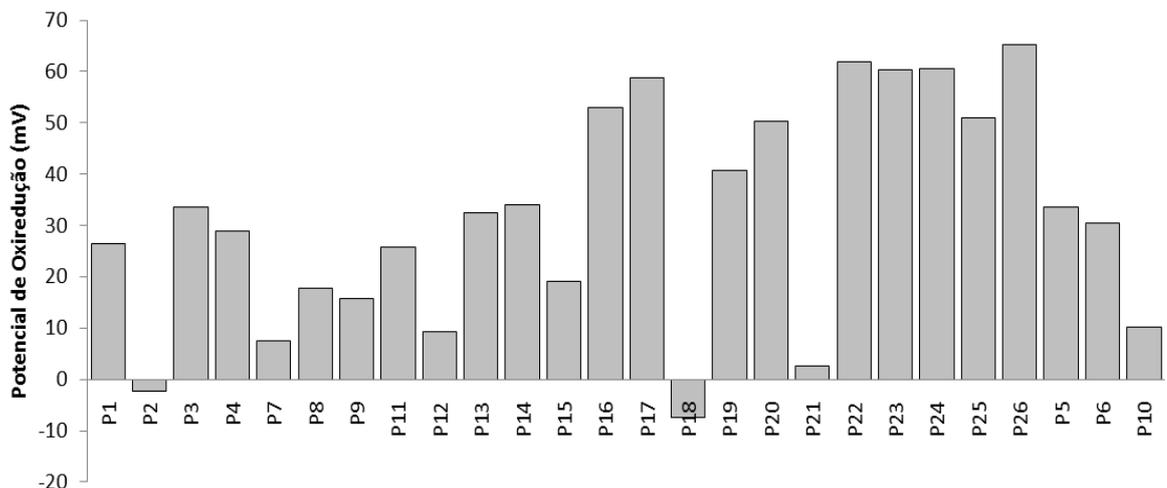


Figura 13. Potencial de Oxirredução do sedimento superficial da BHRC.

Os teores de ferro, alumínio e cálcio (Figura 15), podem influenciar a ciclagem biogeoquímica do fósforo nos ecossistemas aquáticos, relacionados à retenção e/ou liberação do fósforo na interface sedimento-água. Destacando-se o ferro pela sua maior importância no processo de oxirredução (ESTEVEES, 1998).

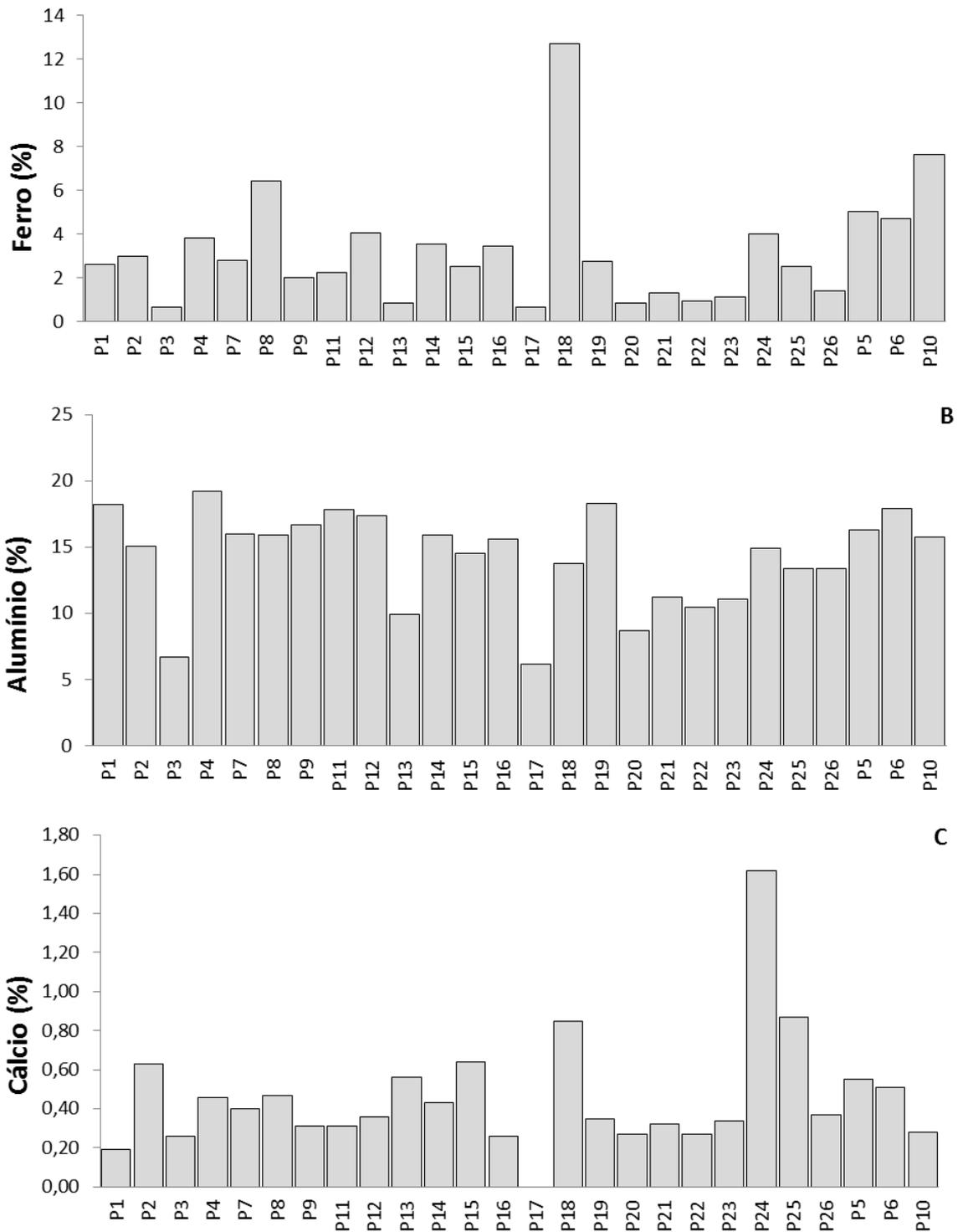


Figura 14. Teores de ferro, alumínio e cálcio quantificados no sedimento da BHRC.

Os teores de ferro variaram entre 0,65 e 12,7%, para alumínio observou-se variação entre 6,14 e 19,20%, enquanto o cálcio variou entre 0 e 1,62%. Esses elementos e sua variação no sedimento pode estar relacionada com fatores naturais da bacia de drenagem, principalmente a pedologia. Na BHRC ocorre uma associação de argissolos e latossolos, solos intemperizados com predominância de óxidos de ferro e alumínio, esses são

carreados junto com os colóides decorrente do escoamento superficial e depositados na rede de drenagem.

Destaca-se o maior teor de ferro no P18 (12,70%), esse valor é considerado alto por FRANZEN et al. (2010), sedimentos com essa característica apresentam maior capacidade de acúmulo de fósforo sedimentar, e conseqüente, potencial de liberação para a coluna d'água. Quando o pH do sedimento está abaixo de 7,5, com baixas concentrações de oxigênio e baixo potencial redox o ferro é reduzido, liberando o fósforo aumentando a carga interna desse nutriente (ESTEVEZ, 1998).

4.4. Disponibilidade do fósforo no sedimento da BHRC

Nem todo fósforo do sedimento está disponível, pois existe frações com maior labilidade que outras, essas são consideradas disponíveis e potencialmente disponíveis dependendo da força de ligação, representando a carga interna desse nutriente que vai contribuir com a eutrofização. Nesse sentido, o P-solúvel ou móvel apresenta-se prontamente disponível, estando fracamente adsorvido por ligações iônicas no sedimento, incluindo os íons fosfato dissolvido na água dos poros (WANG et al, 2006). Na BHRC observou-se que o teor de P-solúvel apresenta relação direta com o PT quantificado na água (Figura 16), verificando-se comportamento semelhante desses parâmetros. Em pontos com maiores teores de P-solúvel, verificou-se aumento desse nutriente na água, constituindo-se fonte imediata e prontamente disponível para a coluna d'água.

O fósforo solúvel variou de 3,05 a 49,82 mg Kg⁻¹ no sedimento da BHRC. Os maiores teores estão presentes em P2 (33,59 mg Kg⁻¹) e P18 (49,82mg Kg⁻¹), provavelmente porque nesses pontos o potencial de oxiredução foi negativo (Figura 14), interferindo diretamente na liberação dos ions fosfato, haja vista que o extrator utilizado para essa fração promove a dissolução de pequenas quantidades de P ligado à ferro e alumínio (WANG et al, 2013).

Esses resultados são superiores aos encontrados por Wang et al. (2006), que quantificaram teores máximos de 23 mg Kg⁻¹ no sedimento de lagos rasos do médio curso do rio Yangtze, esses valores correspondem a menos de 4% do fósforo total do sedimento nos lagos estudados. Por outro lado, os resultados da BHRC são inferiores aos identificados por Silva (2017), que quantificou teores de até 349 mg Kg⁻¹ em sedimentos de dois reservatórios no semiárido brasileiro.

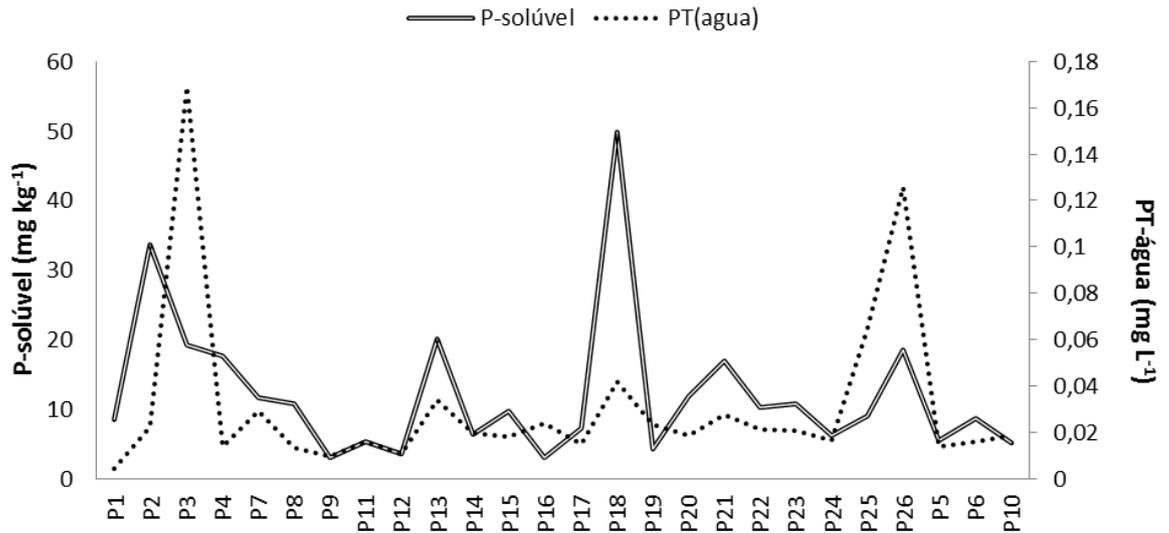


Figura 15. Comportamento dos teores de fósforo solúvel no sedimento e PT na água da BHRC.

As outras frações consideradas disponíveis e potencialmente disponíveis correspondem ao fósforo não apatita (PNA) e o fósforo orgânico (PO). Observou-se que 0,6; 26,10 e 29,59% do fósforo total da BHRC equivale, respectivamente, ao Psolúvel, PO e PNA. Considerando-se uma hipótese de nulidade de toda carga externa de fósforo, teria-se um potencial para eutrofização artificial da área de estudo, em decorrência dos elevados teores de fósforo disponível (Figura 17). Os resultados sugerem a seguinte ordem de suscetibilidade à eutrofização: sub-bacia 1 > sub-bacia 4 > sub-bacia 3. Na sub-bacia 1 observou-se valor médio de fósforo disponível equivalente a 30,53%; na sub-bacia 4 de 23,82% e na sub-bacia 3 um percentual médio de 18,09% do teor de fósforo total.

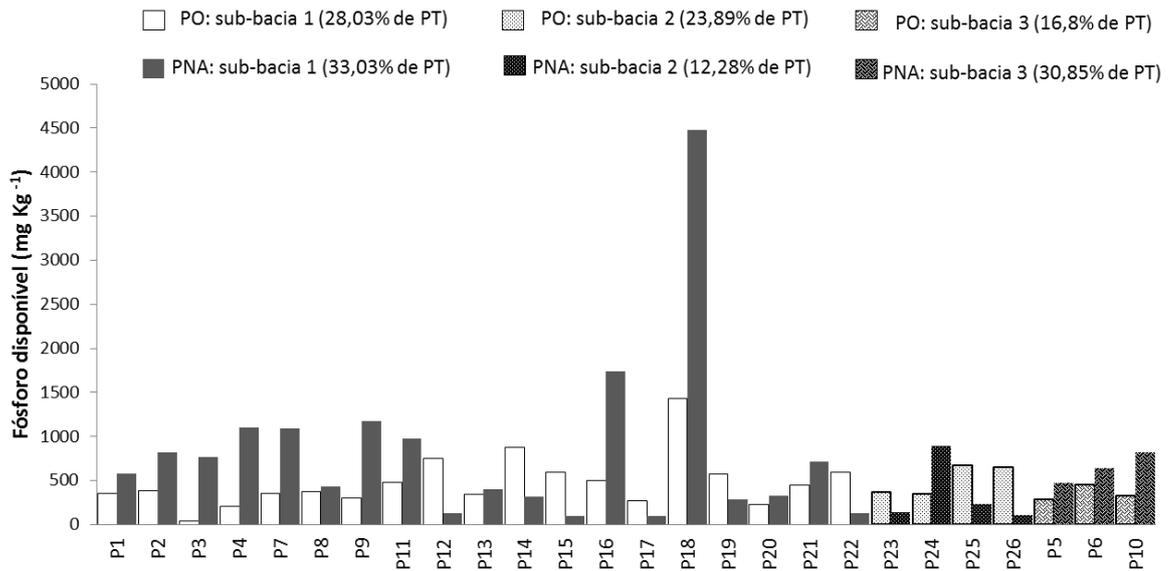


Figura 16. Fósforo disponível e potencialmente disponível na BHRC.

A fração não apatítica de fósforo (PNA) foi elevada, apresentando variação de 99,42 (P15) a 4.475,28 mg Kg⁻¹ (P18) (Tabela 11). Essa fração está ligada aos íons de Fe solúveis e/ou contidos naturalmente nos óxidos/hidróxidos de ferro. Esses elevados teores no P18 pode estar associado à descarga de efluentes domésticos e agropecuários, à juzante desse ponto existe tubulações de ferro não mais utilizadas para saneamento básico, verificou-se *in loco* que podem estar contribuindo para o aumento pontual de íons ferro.

Vale salientar que P18 recebe influência de efluentes domésticos e agropecuários, o que pode justificar os elevados teores de fósforo apatítico (PA) nessa unidade amostral, como também nos pontos P13, P17, P19, P21, P22, P23 e P26. Nesses ambientes anteriormente mencionados observou-se que a fração apatítica do fósforo foi superior à não apatítica.

Os maiores teores de PA observados em P19, P21 e P23 pode estar relacionado com um banco de macrófitas, sua decomposição pode estar liberando íons de cálcio na colunad'agua, precipitando o fosfato nos sedimentos. A fração apatítica é a mais estável, considerada indisponível, uma vez que, para dissolução desse complexo é necessário um meio muito ácido, o que não ocorre em ecossistemas aquáticos naturais.

Tabela 11. Concentração média das frações de fósforo no sedimento da BHRC

Pontos	PO	PI	PNA	PA	PT	Classificação
	-----mg Kg ⁻¹ -----					
P1	356,73	886,66	578,59	99,72	1243,38	Moderadamente poluído
P2	381,34	4532,83	817,26	637,27	4914,17	Altamente poluído
P3	42,15	909,68	771,58	96,03	951,83	Moderadamente poluído
P4	205,21	1185,90	1100,68	50,07	1391,11	Moderadamente poluído
P5	288,66	1132,96	470,91	125,98	1421,62	Altamente poluído
P6	455,56	2569,33	637,33	301,61	3024,89	Altamente poluído
P7	350,57	2596,95	1088,09	275,35	2947,52	Altamente poluído
P8	379,03	1137,56	431,29	155,94	1516,59	Altamente poluído
P9	299,04	1890,27	1177,12	74,69	2189,32	Altamente poluído
P10	322,50	1821,22	821,92	469,85	2143,72	Altamente poluído
P11	477,48	2226,35	973,42	168,25	2703,83	Altamente poluído
P12	751,43	232,53	127,04	73,26	983,96	Moderadamente poluído
P13	346,13	895,82	405,57	464,82	1241,95	Moderadamente poluído
P14	878,09	415,17	313,49	56,95	1293,26	Moderadamente poluído
P15	599,44	367,11	99,42	66,73	966,55	Moderadamente poluído
P16	498,12	2433,88	1740,65	445,24	2932,00	Altamente poluído
P17	270,14	559,36	101,72	255,99	829,50	Moderadamente poluído
P18	1435,38	22726,76	4475,28	10541,03	24162,14	Altamente poluído
P19	574,11	607,43	283,57	797,65	1181,54	Moderadamente poluído
P20	227,10	905,43	327,30	135,26	1132,53	Moderadamente poluído
P21	447,46	3587,43	711,71	1391,52	4034,89	Altamente poluído
P22	599,44	924,66	127,04	321,25	1524,10	Altamente poluído
P23	371,46	665,11	138,55	269,04	1036,57	Moderadamente poluído
P24	346,13	3587,43	888,96	301,67	3933,56	Altamente poluído
P25	675,44	1809,04	228,32	193,99	2484,48	Altamente poluído
P26	650,11	2087,82	108,62	699,76	2737,93	Altamente poluído

Os teores de fósforo orgânico (PO), considerado potencialmente disponível, variaram de 42,15 (P3) a 1435,38 mg Kg⁻¹ (P18). Constatou-se que em P12, P13 e P15, respectivamente, os teores de PO correspondem à 76,37; 67,89 e 62,02 % do fósforo total no sedimento da BHRC. Em sua pesquisa Chao et al. (2008) identificaram um a proporção do fósforo orgânico em relação ao P total variando entre 9,7 e a 6,3%. Zhang et al (2008), considerando o PO como fração potencialmente disponível de fósforo para água, utilizaram um método para fracionamento do PO no sedimento para verificar a labilidade do fosfato para água, identificando que 44,9% de todo o fósforo orgânico é considerado lábil, estando potencialmente disponível para a coluna d'água.

O fósforo inorgânico variou de 232,26 (P12) a 22726,76 mg Kg⁻¹ (P18). Com excessão de P12, P15 e P16, nos demais pontos a fração inorgânica foi superior a 50% do teor de PT (Figura 18), chegando a 95,57% em P3. Wang e Liang (2015), identificaram

predominância de PI, representando de 61 a 82% do PT. Da mesma forma que, Zhang et al (2016), constatando que o PI é o maior componente do PT no sedimento e sua percentagem varia de 71,98 a 90,25% do PT. Essa fração apresenta maior labilidade que o PO, mudanças do pH e potencial de oxiredução podem liberar esse nutriente para a coluna d'água.

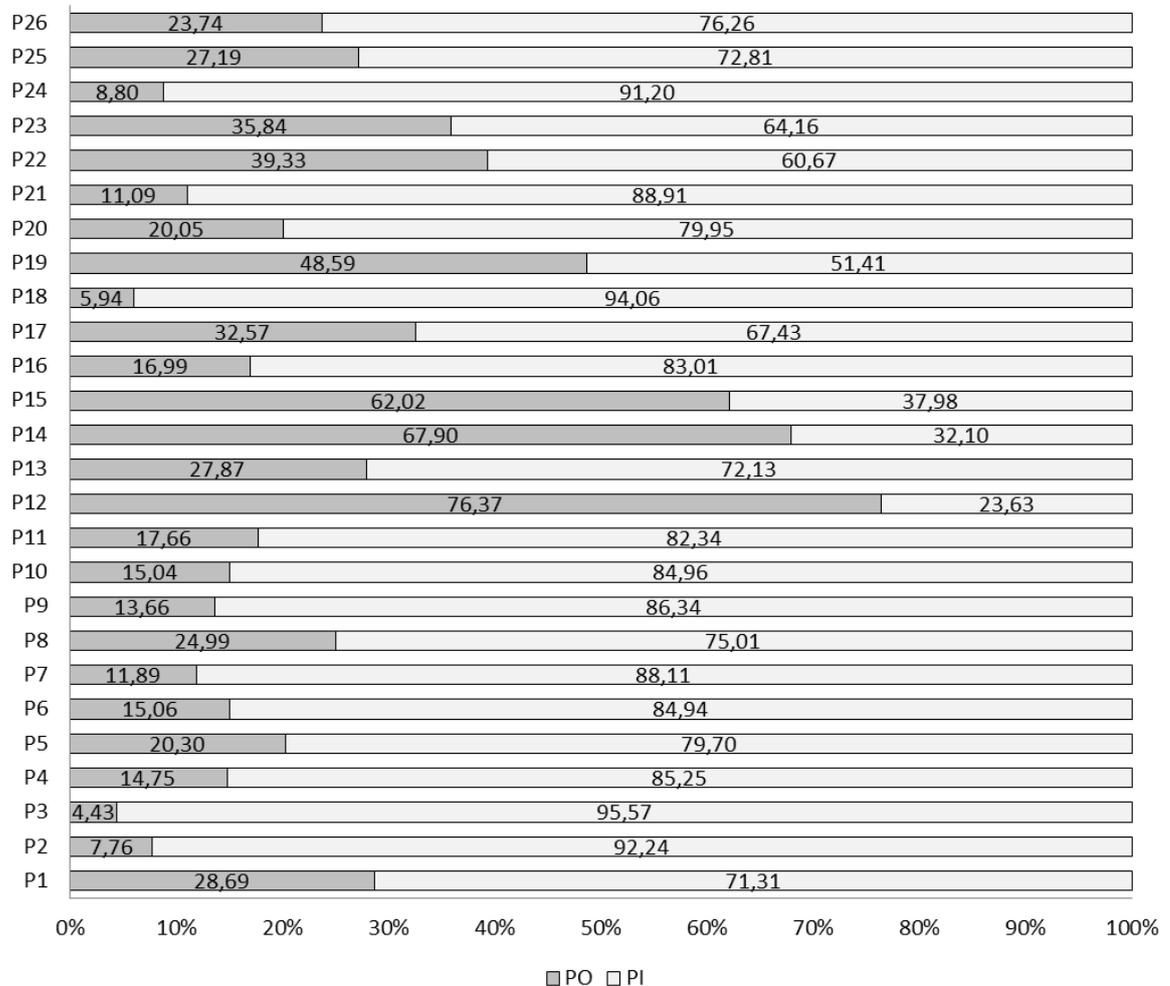


Figura 17. Percentual de distribuição dos teores de PO e PI no sedimento da BHRC.

Observou-se que a soma das frações PNA e PA não correspondem ao valor total de PI, o restante do fósforo inorgânico é considerado residual, com ligações mais fortes, estando indisponíveis (ROCHA et al., 2005). Segundo os autores, as frações não lábeis de fósforo, incluindo-se os fosfatos de ferro reduzido e fósforo ocluso, não são determinadas por serem indisponíveis, no entanto, acumulam altos teores de P, sobretudo em matrizes ricas em óxidos de ferro e alumínio.

Os teores de fósforo total (PT) apresentam uma variação entre 829,5 e 4917,17 mg Kg⁻¹, com excessão do P18 com teor de 24.162,14 mg Kg⁻¹. A alta concentração de

PT nesse ponto, pode estar associada com o lançamento de esgoto doméstico proveniente da antropização nesse local e, conseqüente, sedimentação de fósforo nos últimos 10 anos. Vale salientar que a água coletada nesse mesmo momento apresentou $41,62 \text{ mg L}^{-1}$ de PT, classificando-o como mesotrófico. Essa condição é preocupante, uma vez que, alterações no sedimento pode disponibilizar as frações mais lábeis contribuindo com o aumento de seu estado trófico. Até mesmo para dragagem do sedimento e sua deposição em outro local não pode ser efetivada, uma vez que, esse valor está acima do permitido pelo CONAMA 344/04, que define um padrão de 2.000 mg Kg^{-1} de P no sedimento a ser dragado.

O sedimento foi classificado como moderadamente poluído em 42% dos ambientes, sendo que 58% dos ecossistemas aquáticos estudados foram considerados altamente poluídos, indicando a antropização da BHRC. Estudos realizados por Santos (2017), em três reservatórios do brejo de altitude constatou que 83,33 % dos reservatórios encontram-se altamente poluídos, chegando a $3.182,10 \text{ mg Kg}^{-1}$ de PT.

A análise de correlação de Pearson evidenciou que as classes de uso e ocupação do solo não influenciaram nos teores de fósforo sedimentar superficial (Tabela 12). No entanto, verificou-se sua correlação com os parâmetros que contribuem com a dinâmica desse nutriente no ecossistema aquático, os quais são denominados carreadores geoquímicos.

Entre as classes de uso e ocupação destaca-se a influência da agricultura (I), área urbanizada (II) e mata preservada (V) correlacionando-se positivamente com o pH e negativamente sobre o potencial de oxiredução. Ao mesmo tempo, verificou-se que áreas com canavial (III) e solo exposto (IX) apresentaram correlação negativa com pH e positiva com o potencial de oxiredução.

O comportamento dessas classes de uso e ocupação do solo sobre esses dois parâmetros justifica-se pela correlação negativa entre os mesmos. Baseado nos resultados da BHRC pode-se inferir que o pH está controlando o processo de retenção/liberação do fósforo sedimentar, pois todos os outros parâmetros estão numa faixa que contribuem para a liberação do fósforo, mas a leve acidez do sedimento está favorecendo a retenção desse nutriente controlando sua carga interna nos ecossistemas.

Outro parâmetro influenciado pelas classes de uso e ocupação do solo foi o ferro, correlacionando-se negativamente com áreas de pastagem abandonada (VI) e vegetação secundária (VIII), sugerindo a hipótese de que a proteção do solo protegida por esse tipo vegetacional diminui o processo erosivo e o arraste de óxidos de ferro para os ecossistemas aquáticos. Essa hipótese corrobora com resultados de Pellegrini et al (2008), ao

constatarem que o sedimento erodido de áreas com classes de uso com menor proteção do solo apresentam maior teor de argila e Fe, indicando maior potencial poluidor.

Tabela 12.Correlação de Pearson entre os parâmetros analisados no sedimento e as classes de uso e ocupação do solo.

	pH	Eh	MO	AF	AMF	Silte	Arg.	Psol	PTs	PO	PI	PNA	PA	Al	Fe	Ca	PTw	I	II	III	V	VI	VII	VIII	IX
pH	1,00	-0,79	0,14	-0,27	0,20	0,22	0,30	0,04	0,08	-0,04	0,08	0,23	0,07	0,38	0,38	-0,14	-0,14	0,41	0,47	-0,59	0,44	-0,32	0,06	-0,36	-0,55
Eh	-0,79	1,00	-0,25	0,35	0,04	-0,39	-0,27	-0,41	-0,42	-0,22	-0,42	-0,46	-0,38	-0,36	-0,51	0,00	0,20	-0,42	-0,42	0,56	-0,45	0,26	-0,01	0,30	0,50
MO	0,14	-0,25	1,00	-0,31	-0,07	0,26	0,32	0,15	0,30	0,42	0,29	0,32	0,28	0,30	0,39	-0,07	-0,05	0,16	0,07	-0,16	0,16	-0,02	-0,06	-0,03	-0,11
AF	-0,27	0,35	-0,31	1,00	0,64	-0,15	-0,34	-0,11	-0,35	-0,05	-0,37	-0,53	-0,33	-0,43	-0,40	0,07	0,21	-0,11	-0,27	0,25	-0,13	0,23	-0,12	0,24	0,29
AMF	0,20	0,04	-0,07	0,64	1,00	0,37	0,27	-0,12	-0,31	-0,11	-0,32	-0,32	-0,27	-0,13	-0,11	-0,05	0,06	0,22	0,00	-0,15	0,21	0,07	-0,16	0,06	-0,06
Silte	0,22	-0,39	0,26	-0,15	0,37	1,00	0,59	0,52	0,52	0,36	0,52	0,52	0,53	0,15	0,54	0,29	0,01	0,21	0,09	-0,21	0,22	-0,01	-0,09	-0,03	-0,14
Arg.	0,30	-0,27	0,32	-0,34	0,27	0,59	1,00	0,07	0,01	0,00	0,01	0,10	0,04	0,42	0,17	-0,13	-0,14	0,33	0,14	-0,33	0,34	-0,02	-0,14	-0,05	-0,22
Psol	0,04	-0,41	0,15	-0,11	-0,12	0,52	0,07	1,00	0,78	0,42	0,79	0,64	0,77	-0,23	0,41	0,23	0,30	0,17	-0,12	-0,04	0,16	0,18	-0,21	0,16	0,07
PTs	0,08	-0,42	0,30	-0,35	-0,31	0,52	0,01	0,78	1,00	0,71	1,00	0,91	0,98	0,03	0,74	0,36	0,05	0,06	-0,02	-0,03	0,06	0,04	-0,06	0,04	0,00
PO	-0,04	-0,22	0,42	-0,05	-0,11	0,36	0,00	0,42	0,71	1,00	0,68	0,52	0,73	0,19	0,57	0,25	-0,05	0,04	-0,15	0,07	0,03	0,16	-0,15	0,16	0,13
PI	0,08	-0,42	0,29	-0,37	-0,32	0,52	0,01	0,79	1,00	0,68	1,00	0,92	0,98	0,02	0,74	0,36	0,06	0,06	-0,01	-0,04	0,06	0,03	-0,06	0,03	0,00
PNA	0,23	-0,46	0,32	-0,53	-0,32	0,52	0,10	0,64	0,91	0,52	0,92	1,00	0,87	0,15	0,73	0,26	0,01	0,19	0,09	-0,19	0,20	-0,02	-0,08	-0,04	-0,13
PA	0,07	-0,38	0,28	-0,33	-0,27	0,53	0,04	0,77	0,98	0,73	0,98	0,87	1,00	-0,04	0,72	0,25	0,07	0,11	-0,01	-0,07	0,11	0,05	-0,09	0,04	-0,02
Al	0,38	-0,36	0,30	-0,43	-0,13	0,15	0,42	-0,23	0,03	0,19	0,02	0,15	-0,04	1,00	0,42	0,18	-0,45	-0,05	0,25	-0,13	-0,03	-0,26	0,23	-0,26	-0,23
Fe	0,38	-0,51	0,39	-0,40	-0,11	0,54	0,17	0,41	0,74	0,57	0,74	0,73	0,72	0,42	1,00	0,35	-0,20	-0,09	0,35	-0,16	-0,06	-0,38	0,33	-0,37	-0,31
Ca	-0,14	0,00	-0,07	0,07	-0,05	0,29	-0,13	0,23	0,36	0,25	0,36	0,26	0,25	0,18	0,35	1,00	-0,03	-0,42	-0,30	0,49	-0,44	0,14	0,09	0,18	0,39
PTw	-0,14	0,20	-0,05	0,21	0,06	0,01	-0,14	0,30	0,05	-0,05	0,06	0,01	0,07	-0,45	-0,20	-0,03	1,00	-0,17	-0,29	0,31	-0,19	0,22	-0,09	0,24	0,32

pH: Potencial hidrogeniônico; Eh: Potencial redox; MO: matéria orgânica; AF: Areia fina; AMF: areia muito fina; Arg: argila; Psol: fósforo solúvel; PTs: fósforo total; PO: fósforo orgânico; PI: fósforo inorgânico; PNA: fósforo não apatítico; PA: fósforo apatítico; Al: alumínio; Fe: ferro; Ca: cálcio; PTw: fósforo total na água; I: agricultuta; II: área urbanizada; III: canavial; V: mata preservada; VI: Pastagem abandonada; VII: Pastagem; VIII: Vegetação secundária; IX: Solo Exposto.
Coeficientes em negrito: significativos a 5% de probabilidade.

Embora não tenha sido constatada correlação significativa das classes de uso com as frações de fósforo sedimentar, a partir do momento em que haja alteração de seus carreadores geoquímicos, pode haver interferência indireta do uso do solo sobre a liberação desse nutriente para a coluna de água. Nesse sentido, mudanças futuras na forma de uso do solo podem alterar as características hidrodinâmicas do escoamento superficial e, conseqüentemente, as características físico-químicas e granulométricas dos sedimentos.

A fração prontamente disponível de fósforo no sedimento apresentou correlação positiva com o PT da água, sendo responsável pelo suprimento imediato de ortofosfato para a produtividade primária nos ambientes. Correlações positivas também foram observadas entre as frações de fósforo sedimentar e o teor de PT do sedimento da BHRC.

Os resultados da PCA (Tabela 13) demonstraram que as duas primeiras componentes explicaram 53,14% da variabilidade dos dados, distribuindo 21 variáveis incluindo a profundidade do reservatórios, carreadores geoquímicos, fósforo da água (PTw), fósforo solúvel (PSol) e o fósforo sedimentar (PT, PI, PO, PNA, PA), em apenas duas componentes principais.

A primeira componente descreveu o fenômeno de retenção do fósforo, adsorvido aos íons de ferro e ao silte, observando-se correlação positiva com todas as frações de fósforo sedimentar. Nessa componente, pode-se deduzir que quanto maiores os teores de ferro e uma granulometria fina, maior a retenção do fósforo no sedimento. No entanto, nessa mesma componente, observou-se que a profundidade dos ambientes apresentou correlação negativa, isso indica que quanto menor a profundidade maior será a liberação desse nutriente em função da ressuspensão do sedimento, pela ação do vento. A segunda componente englobou os parâmetros que regulam a liberação/retenção do fósforo sedimentar, representada pelo pH, potencial redox e matéria orgânica do sedimento.

Tabela 13. Autovalor, percentual de variância explicada, autovetores gerados pela ACP entre os parâmetros medidos no sedimento da BHRC.

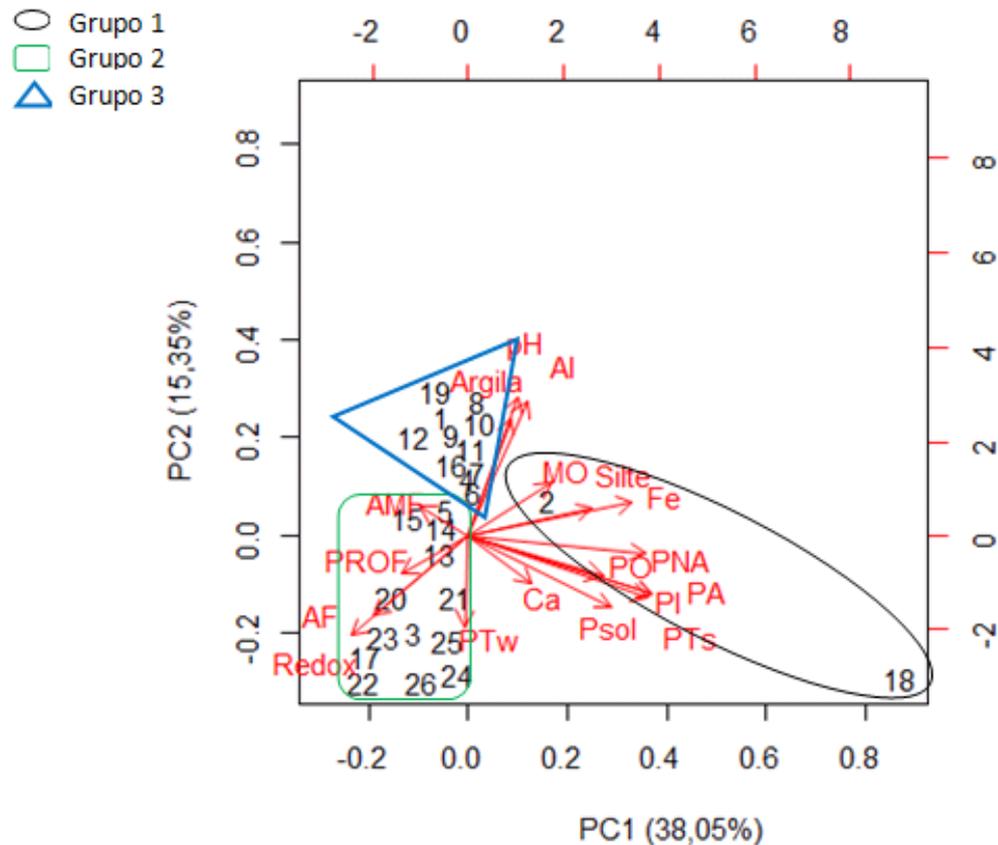
	CP1	CP2
Autovalor	2,62	1,66
Variância Proporcional (%)	38,05	15,35
Variância acumulada (%)	38,05	53,14
	Autovetores CP1	Autovetores CP2
Profundidade	-0,13	-0,12
pH	0,12	0,42
Potencial redox	-0,23	-0,31
M.O.	0,16	0,17
Areiafina	-0,18	-0,25

Tabela 13. Continuação

Areia Muito fina)	-0,10	0,09
Silte	0,24	0,08
Argila	0,08	0,37
Alumínio	0,10	0,44
Ferro	0,32	0,11
Cálcio	0,12	-0,15
PTw	-0,01	-0,28
P Sol	0,28	-0,22
PTs	0,36	-0,18
PO	0,26	-0,13
PI	0,36	-0,18
PNA	0,35	-0,06
PA	0,35	-0,19

PTw: fósforo total da água; Psol: fósforo solúvel; PTs: fósforo total no sedimento; PO: fósforo orgânico; PI: fósforo inorgânico; PNA: fósforo não apatítico; PA: fósforo apatítico.

No gráfico da PCA (Figura 19), verificou-se a separação das unidades amostrais em três grupos. O primeiro separou o P2 e P18 dos demais em função das variáveis silte, M.O., Ferro e todas as frações de fósforo sedimentar. Nesse ponto, foi detectado um valor muito elevado de fósforo, decorrente do efluente doméstico e agropecuário. No segundo grupo estão incluídos os pontos P3, P5, P13, P14, P15, P17, P20, P21, P22, P23, P24, P25 e P26 influenciados pelo potencial de oxirredução e profundidade do reservatório. Vale salientar que nesse grupo estão incluídos os três ambientes eutrofizados (P3, P25 e P26), podendo-se deduzir que mudanças no pH que alteram o potencial de oxirredução podem disponibilizar o fosfato sedimentar, acelerando a eutrofização artificial em virtude das cargas internas desse nutriente.



pH: Potencial hidrogeniônico; PROF: profundidade dos reservatórios; Redox: Potencial redox; MO: matéria orgânica; AF: Areia fina; AMF: areia muito fina; Arg: argila; Psol: fósforo solúvel; PTs: fósforo total; PO: fósforo orgânico; PI: fósforo inorgânico; PNA: fósforo não apatítico; PA: fósforo apatítico; Al: alumínio; Fe: ferro; Ca: cálcio; PTw: fósforo total na água;

Figura 18. Gráfico da Análise de Componentes Principais (ACP) com os parâmetros medidos no sedimento superficial, demonstrando o agrupamento das unidades amostrais na BHRC.

O terceiro agrupamento das unidades amostrais P1, P4, P6, P7, P8, P9, P10, P11, P12, P16 e P19 foi influenciado pelo pH, teor de alumínio e argila do sedimento. Observa-se a correlação negativa do pH com o potencial redox do sedimento, consequentemente podendo influenciar na retenção/liberação do fósforo sedimentar.

Os resultados estatísticos indicaram que a dinâmica de liberação /adsorção de fósforo na interface sedimento-água na BHRC é influenciada pelo potencial de oxirredução e pela profundidade dos reservatórios. Os sedimentos da BHRC são ricos em óxidos de ferro em função da pedologia, onde há predominância de solos intemperizados, assim, o redox exerce influência direta da sorção/desorção de P no sedimento, ambientes com baixas concentrações de oxigênio, o fósforo orgânico pode ser liberado em decorrência da redução dos íons de ferro.

5. CONCLUSÕES

A água da BHRC apresentou-se naturalmente ácida, com baixos teores de oxigênio dissolvido em alguns pontos amostrados e elevados teores de fósforo, verificando-se a seguinte ordem decrescente de qualidade da água :sub-bacia 4<sub-bacia 1<sub-bacia 3.

O grau de trofia foi variável desde ultraoligotrófico à eutrófico, sendo constatado que a sub-bacia 3 está mais eutrofizada que as demais.

Entre as classes de uso e ocupação do solo da BHRC as áreas de canavial e solo exposto contribuíram para diminuição da qualidade água, aumentando a turbidez, o teores de fósforo total e o índice de estado trófico.

No sedimento da BHRC ocorre a predominância de sedimentos grosseiros, classificado como orgânico, levemente ácido e com potencial redox situado na faixa que permite a redução dos íons de ferro.

As classes de uso e ocupação do solo não influenciaram os teores de fósforo e suas frações no sedimento, no entanto, observou-se correlação dessas classes com o pH e o potencial redox do sedimento, logo, mudanças que promovam alterações nesses potenciais e principalmente no pH, pode liberar o fósforo acelerando o processo de eutrofização.

O sedimento apresenta elevados teores de fósforo biodisponível no sedimento, aumentando a suscetibilidade dos ambientes à eutrofização, mesmo controlando as cargas externas de fósforo.

6.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2014.
- ANDRADE, E. M., ARAÚJO, L. F. P., ROSA, M. F., DISNEY, W., & ALVES, A. B. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. *Revista Engenharia Agrícola Jaboticabal*, 27, 683–690, 2007.
- ANDRIETTI, G.; FREIRE, R.; AMARAL, A. G.; BONGIOVANI, M. C.; ALMEIDA, F. T.; SCHNEIDER, R. M. Índice de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. *Revista Ambiente & Água, Taubaté*, v.11, n.1, p.162-175, 2016.
- ANTUNES, M.; DILLON, D.B.; CRESPO, J.S.; GIOVANELA, M. Avaliação dos Parâmetros Físico-Químicos e do Teor de Metais em Amostras de Sedimento de uma Microbacia Gaúcha. *Geochimica Brasiliensis*, v. 22, n. 3, p. 178-188, 2008.
- APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for examination of water and wastewater. New York, 824 p., 1998.
- APRILE, F.M.; DARWICH, A.J.; MIGUÉIS, A.M. Modelo de fluxo de Nitrogênio e Fósforo para sistemas flúvio-lacustres às margens do rio Negro, Amazonas, Brasil. In: SANTOS-SILVA, E.N.; SCUDELLER, V.V.; CAVALCANTI, M.J. *BioTupé: meio físico, diversidade biológica e sociocultural*. Manaus: Rizoma Editorial, p. 15-42, 2011.
- ARAÚJO, W. O. Análise de Componentes Principais (PCA). Centro Universitário de Anápolis, 2009. Disponível em: http://www.unievangelica.edu.br/gc/imagens/file/mestrados/artigos/RTINF_003092.pdf Acesso em: 20 de julho de 2017.
- ATTANASIO, C. M. Planos de manejo integrado de microbacias hidrográficas com uso agrícola: uma abordagem hidrológica na busca da sustentabilidade. 2004. 206 f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2004.
- BARBOSA, M.R.V.; AGRA, M.F.; SAMPAIO, E.V.S.B.; CUNHA, J.P.; ANDRADE, L.A. Diversidade Florística da Mata de Pau Ferro, Areia, Paraíba In: PORTO, K.C.; CABRAL, J.J.P.; TABARELLI, M. *Brejos de Altitude em Pernambuco e Paraíba, História Natural, Ecologia e Conservação*. Ministério do Meio Ambiente (série Biodiversidade, 9), Brasília, p.111-123, 2004.
- BARRETO, L. V; BARROS, F.M.; BONOMO, P.; ROCHA, F.A., AMORIM, J.S. Eutrofização em rios brasileiros. *Rev. Enciclopédia biosfera, Centro Científico Conhecer - Goiânia*, v.9, N.16; 2013. p. 2165-2179.
- BRASIL. Código Florestal. LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L4771.htm>. Acesso em 17 maio 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília – DF. 2005. Alterado pela Resolução CONAMA 397/2008. Disponível em: . Acesso em: 04 set. 2014.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

CANUTO, F.A.B. Fracionamento químico de fósforo em testemunho de sedimento do Reservatório Macela, Itabaiana-Sergipe. 2013. 53 f. :il.

CARLSON, R.E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* n.22, p. 361-369.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2010). Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo. 2009. <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>. Accessed 17 Mar 2016.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: CETESB, 326 p., 2011.

CHAO, Wang et al. Vertical Distributions of Phosphorus Fractions in Sediments of Three Typical Shallow Urban Lakes in P.R. China. *Polish J. Of Environ. Stud*, v. 17, n. 1, p.155-162, 2008.

COELHO, R. C. T. P.; BUFFON, I.; GUERRA, T. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 104-117, 2011.

DALMAS, F.B.; VARGAS, R.R., SAAD, A.R.; ANDRADE, M.R.M.; ANDRADE, J.A.; ARRUDA, R.O.M. Reflexos do uso e ocupação do solo na qualidade da água do Rio Embu-Guaçu, Região Metropolitana de São Paulo. *Geociências*, v. 34, n. 1, p.130-144, 2015

ELIA NETO, A. SHINTAKU, A.; PIO, A.A.B.; CONDE, A.J.; FRANCESCO, F.; DONZELLI, J.L. Manual de Conservação e Reúso de Água de Água na Agroindústria Sucoenergética. Coordenação Técnica: André Elia Neto, Publicado por: ANA – Agência Nacional de Águas; FIESP – Federação das Indústrias do Estado de São Paulo, ÚNICA – União de Indústrias da Cana-de-açúcar, e CTC – Centro de Tecnologia Canavieira, Brasília, 2009

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo. (EMBRAPA-CNPS. Documentos, 1). 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro, p 212, 2011.

ESTEVEES, F. A. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FIGUEIREDO, L.C.P.; SILVEIRA, R.S.; MELLO, W.C. Determinação do estado trófico em ambientes lênticos: relações entre o agente causador e a resposta biológica às alterações ambientais. *Revista Presença*, v. 1, n. 2, 2015.

FIGUEIRÊDO, M.C.B.; TEIXEIRA, A.S.; ARAÚJO, L.F.P.; ROSA, M.D.P.; PAULINO, W.D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J.C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. *Eng. sanit. ambient.*, Vol.12 - Nº 4 - out/dez 2007, 399-409, 2007

FINKLER, N.R. et al. Qualidade da água superficial por meio de análise do componente principal. *Rev. Ambient. Água, Taubaté*, v. 10, n. 4, p. 782-792, Dec. 2015.

FIORUCCI, A. R.; BENEDETTI FILHO, E. A importância do oxigênio dissolvido em. *Ecosistemas aquáticos. Química Nova na Escola*, São Paulo, n. 22, nov., 2005.

FONSECA, H.S.; SALVADOR, N.N.B. Estudo integrado da qualidade das águas da bacia hidrográfica do rio Bonito em Descalvado - SP. *RevInst Adolfo Lutz*, 64(2):179-185, 2005.

FRANZEN, M.; CYBIS, L.F.; MERTEN, G.H.; DUARTE, M.M.M.B.; LIMA, E.A.M.; MOURA, H.L.; CAVALCANTE, D.A.S.; SILVA, V.L. Geoquímica dos sedimentos orgânicos superficiais de fundo no reservatório Divisa, Rio Grande do Sul, Brasil. *Estudos Geológicos* v. 20, n. 1, p. 69-80., 2010

FREIRE, A.P.; CASTRO, E.C. Análise da Correlação do uso e Ocupação do Solo e da Qualidade da Água. *RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.19, n.1, p.41-49, 2014

FROEHNER, S.; MARTINS, R.F. Avaliação da composição química de sedimentos do Rio Barigüi na região metropolitana de Curitiba. *Quím. Nova*, São Paulo, v. 31, n. 8, p. 2020-2026, 2008.

GUEDES, Hugo A. S. et al. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. *Rev. bras. eng. agríc. ambient.*, Campina Grande, v. 16, n. 5, p. 558-563, May 2012.

GOLTERMAN H L. Fractionation of sediment phosphate with chelating compounds: a simplification, and comparison with other methods. *Hydrobiologia*, 1996, 335: 87-95.

GOLTERMAN H L. The role of the ironhydroxide-phosphate-sulphide system in the phosphate exchange between sediments and overlying water. *Hydrobiologia*, 1995, 297 : 43-54.

GOLTERMAN, H L. Differential extraction of sediment phosphates with NTA solution. *Hydrobiologia*, 1982, 92: 683-687.

GOMES, I.A.; PRICHOA, C. E.; PINTO, M.L.C. Caracterização geomorfológica e análise da produção de sedimentos da bacia hidrográfica do rio pitangui – PR. *Revista Geográfica de América Central*, v. 2, n. 47E, feb. 2012.

HIELTJES A H M, LIJKLEMA L. Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. *J. envir. Qual.*, 1980, 9: 405-407.

HUANG, Q. et al. Phosphorus release in response to pH variation in the lake sediments with different ratios of iron-bound P to calcium-bound P, *Chemical Speciation & Bioavailability*, 17:2, 55-61, 2005

JENSEN, H S, MCGLATHERY, K. J, MARINO R, Howarth R W. Forms and availability of sediment phosphorus in carbonate sand of Bermuda seagrass beds. *Limnol.Oceanogr.*, 1998, 43:799-810.

JENSEN, H. S, THAMDRUP B. Iron-bound phosphorus in marine sediments as measured by bicarbonate-dithionite extraction. *Hydrobiologia*, 1993, 253:47-59.

KHALEDIAN, Y.; KIANI, F.; EBRAHIMI, S. The Effect of Land Use Change on Soil and Water Quality in Northern Iran. *J. Mt. Sci.*, 9: 798–814, 2012.

KOCHEM, M.L. Características granulométricas, carbono, nitrogênio e frações de fósforo em sedimentos durante eventos chuva-vazão em bacias hidrográficas no Rio Grande do Sul, Brasil. 2014. 120 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

LIMA, J.E.F.; SILVA, E.M. Seleção de modelos para o traçado de curvas granulométricas de sedimentos em suspensão em rios. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.11, n.1, p.101–107, 2007

MAIA, A.A.D; CARVALHO, S.L.; CARVALHO, F.T.O. Comparação de dois índices de determinação do grau de trofia nas águas do Baixo Rio São José dos Dourados, São Paulo, Brasil. *EngSanitAmbient*, v.20 n.4, out/dez 2015, 613-622.

MALHEIROS, C.H.; HARDOIM, E.L.; LIMA, Z.M.; AMORIM, R.S.S. Qualidade da água de uma represa localizada em área agrícola (Campo Verde, MT, Brasil) *Ambi-Agua, Taubaté*, v. 7, n. 2, 2012.

MARINS, Rozane Valente; PAULA FILHO, Francisco José de; ROCHA, Carlos Artur Sobreira. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do Rio Jaguaribe - costa nordeste oriental brasileira. *Quím. Nova*, São Paulo , v. 30, n. 5, p. 1208-1214, Oct. 2007 .

MELO, V. F; ALLEONI, L.R.F. Química e Mineralogia do solo. Viçosa: SBCS, 2009.

MENDES FILHO, N.E. Caracterização química da matéria orgânica nos sedimentos do solo do manguezal e dinâmica de nutrientes nas águas superficiais e intersticiais no médio estuário do rio Paciência em Iguaiá – Paço do Lumiar (MA). 2009. 162f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2009.

NUNES, Maria de Lourdes Ferreira. Distribuição e fracionamento do fósforo nos sedimentos dos rios Bacanga e Anil na ilha do Maranhão. 2013. 97 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós - Graduação em Química, Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2013.

PALÁCIO, H.A.Q. Índice de qualidade das águas na parte baixa da bacia hidrográfica do rio Trussu, Ceará. 2004. 96 f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2004.

PARRON, L. M. et al. Geologia, uso da terra e qualidade dos recursos hídricos superficiais na bacia hidrográfica do rio Preto, MG. Revista de estudos ambientais, v.11, n. 2, p. 59-70, jul./dez. 2009.

PAULA FILHO, F. J.; DE MOURA, M. C. S.; MARINS, R. V. Fracionamento Geoquímico do Fósforo em Água e Sedimentos do Rio Corrente, Bacia hidrográfica do Parnaíba/PI. Rev. Virtual Química, v.4 n.6, p. 623-640, 2012.

PAMPLONA, Vanessa Mayara Souza. Índices de Qualidade do Solo para Plantação de Açaí. 2011. 139f. Dissertação (Mestrado em Matemática e Estatística), PPGME, UFPA, Belém, Pará, Brasil, 2011.

PELLEGRINI, João Batista Rossetto et al . Adsorção de fósforo em sedimentos e sua relação com a ação antrópica. Rev. Bras. Ciênc. Solo, Viçosa , v. 32, n. spe, p. 2639-2646, Dec. 2008 .

PENN M R, Auer M T. Seasonal variability in phosphorus speciation and deposition in a calcareous, eutrophic lake. Mar. Geol., 1997, 139: 47-59.

PENN, M R, AUER M T, VAN ORMAN E L, KORIENEK J J. Phosphorus diagenesis in lake sediments: investigations using fractionation techniques. Mar. Freshwater Res., 1995, 46:89-99.

PEREIRA, R.S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. Revista Eletrônica de Recursos Hídricos, IPH-UFRGS, v.1., n.1, p. 20-36, 2004.

PEREIRA, B.W.F.; MACIEL, M.N.M; OLIVEIRA, F.A.; ALVES, M.A.S; RIBEIRO, E.G.P. Uso da terra e degradação na qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Peixe-Boi, PA, Brasil. Rev. Ambient. Água, Taubaté , v. 11, n. 2, p. 472-485, June 2016 .

PINHEIRO, L. S.; ROCHA, Y. M. G.; SANSANA, M. P. Quantificação da exportação de fósforo numa bacia do semiárido cearense. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16. (SBSR), 2013, Foz do Iguaçu. Anais... São José dos Campos: INPE, 2013. p. 4632-4638. DVD, Internet. ISBN 978-85-17-00066-9 (Internet)

POST, H. V. Studier öfver nutidans koprogena jordbildningar, gyttja, torf, mylla. Kgl. sv. Vetensk. Akad. Handl. 4. Stockholm, 1862.

PRADO, Hélio do. *Pedologia fácil: aplicações em solos tropicais* / Hélio do Prado. - - 4. ed. - - Piracicaba: H. do Prado, 2013. 284 p. : il.

PROTAZIO, L.; TANAKAS.M.C.N; CAVALCANTE, P.R.S. Avaliação de procedimentos de extração sequencial de fósforo em sedimento. *Revista Analytica*, São Luis,n.8, 2004.

QUEIROZ, M. M. F.; IOST, C.; GOMES, S. D.; VILAS BOAS, M. A. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. *Revista Verde de Agroecologia e desenvolvimento sustentável*. Vol.5, n. 4, p. 200 – 210, 2010

RIBEIRO, E.A.; SANDRI, D.; BOÊNO, J.A. Qualidade da água de córrego em função do lançamento de efluente de abate de bovino. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, v.17, n.4, p.425–433, 2013.

ROCHA, Alexandre T. da et al . Fracionamento do fósforo e avaliação de extratores do P-disponível em solos da Ilha de Fernando de Noronha. *Rev. bras. eng. agríc. ambient.*, Campina Grande , v. 9, n. 2, p. 178-184, June 2005.

ROCHA, César Henrique Barra; PEREIRA, Amanda Maia. Análise multivariada para seleção de parâmetros de monitoramento em manancial de Juiz de Fora, Minas Gerais. *Rev. Ambient. Água*, Taubaté , v. 11, n. 1, p. 176-187, Mar. 2016 .

ROSA, R.S.; GROTH, F. 2004. Ictiofauna dos ecossistemas de Brejos de Altitude de Pernambuco e Paraíba. In: PORTP, K.C.; CABRAL, J.J.P.; TABARELLI, M. Brejos de Altitude em Pernambuco e Paraíba, História Natural, Ecologia e Conservação. Ministério do MeioAmbiente (sérieBiodiversidade, 9), Brasília, p.201-210.

RUBAN V, López-Sánchez J F, Pardo P, Rauret G, Muntau H and Quevauviller P. Selection and evaluation of sequential extraction procedures for the determination of phosphorus forms in lake sediment. *J. Environ. Monit.*, 1999, 1, 51–56.

RUBAN V, López-Sánchez J F, Pardo P, Rauret G, Muntau H and Quevauviller P. Harmonized protocol and certified reference material for the determination of extractable contents of phosphorus in freshwater sediments – A synthesis of recent works. *Fresenius J. Anal. Chem.*, 2001, 370: 224–228.

RUTTENBERG K C. Development of a sequential extraction method for different forms of phosphorus in marine sediments.*Limnol. Oceanogr.*, 1992, 37: 1460-1482.

SALCEDO, I.H. Biogeoquímica do fósforo em solos da região semiárida do NE do Brasil. *Revista de Geografia*, v.23, p.108-123, 2006.

SALCEDO, I.H., MEDEIROS, C.. Phosphorus transfer from tropicalterrestrial to aquatic systems—mangroves. In: Tiessen, H. (Ed.),Phosporus in the Global Environment. John Wiley and Sons,Chichester, pp. 347–362, 1995.

SANTOS, Gilmar O.; HERNANDEZ, Fernando B. T.. Uso do solo e monitoramento dos recursos hídricos no córrego do Ipê, Ilha Solteira, SP. *Rev. bras. eng. agríc. ambient.*, Campina Grande , v. 17, n. 1, p. 60-68, Jan. 2013 .

SANTOS, I.R.; BAISCH, P.; LIMA, G.; MIRLEAN, N.; GRIEP, G; SILVA-FILHO, E.V. Análise estatística multivariada de parâmetros Geoquímicos em sedimentos do estuário da laguna dos Patos. *Geochim. Brasil.*, n., 18, v. 1, p. 038-045, 2004.

SANTOS, S.M.L.; SARAIVA, A.L.L.; DELFINO, I.B.; ANTUNES, L.C.; BATISTA, R.M.M.; ALVES, I.C.C. Avaliação das Formas de Fósforo nos Sedimentos Superficiais da Plataforma Continental do Rio Amazonas *Revista de Gestão Costeira Integrada - Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 10 (), 2010.

SANTOS, J.P.O. Qualidade da água e do sedimento avaliada a partir da concentração de fósforo e suas frações em reservatórios de abastecimento público na bacia do rio mamanguape, Paraíba, Brasil.. 2017. 43f. Trabalho de Conclusão do Curso (Graduação) – Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2017.

SCHENATO, Ricardo Bergamo. Dinâmica do fósforo de sedimentos de uma pequena bacia hidrográfica de cabeceira. 2009.105 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

SILVA, H.C.D. Fracionamento do fósforo em sedimentos de reservatórios tropicais semiáridos . 2017. 31 f. Dissertação (mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia, Natal, RN, 2017.

SILVA, H.C.D. Interação água-sedimento na degradação da qualidade da água de reservatórios tropicais semiáridos. 2016. 20 f.: il. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Ambiental. Natal, RN, 2016.

SILVEROL, Aline Carneiro. O solo: características físicas, químicas e a importância dos macronutrientes, micronutrientes e elementos essenciais na fertilidade do solo, com ênfase no fósforo. Parte II: Elementos químicos do solo e sua importância, com ênfase no fósforo. *Conhecimento em Destaque*, v. 5, n. 13, 2016.

SØNDERGAARD, M., JENSEN, J.P.; JEPPESEN, E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506/509, 135–145, 2003.

SOUZA, M.M.; GASTALDINI, M.C.C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. *EngSanitAmbient*, v.19, n.3, jul/set 2014, 263-274.

TANIWAKI, R.H.; ROSA, A.H.; LIMA, R.; MARUYAMA, C.R.; SECCHIN, L.F.; CALIJURI, M.C.; MOSCHINI, V. A influência do uso e ocupação do solo na qualidade e genotoxicidade da água no Reservatório de Itupararanga, São Paulo, Brasil. *Interciencia*, Caracas, v. 38, n. 3, p. 164-170, mar. 2013.

TEODORO, V.L.I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D.J.L.; FULLER, B.B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. *Revista Uniara*, n.20, 2007.

TOLEDO JUNIOR, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, 12, 1983, Camboriú. Anais... Camboriú, p.1-34, 1983.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T. H.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v.14, n.1, p.55–64, 2010.

VARELLA, C. A. A. Análise de Componentes Principais. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2008. Disponível em: <http://www.ufrj.br/institutos/it/deng/varella/Downloads>. Acessado em 20 de julho de 2017.

VASCONCELOS, V.H.F.; ATTAYDE, J.L. Emissões naturais e antrópicas de nitrogênio e fósforo para os principais açudes da Bacia Hidrográfica do Rio Seridó, RN. In: MATTOS, A.; MATTOS, K.M.C. Projeto MEVEMUC – Monitoramento da Evaporação e as Mudanças Climáticas. João Pessoa: Moura Ramos Gráfica Editora, 580p., 2014.

VICINI, L. S.A.M. Análise Multivariada da Teoria à Prática. UFSM, CCNE, Santa Maria, 2005

WANG, C., ZHANG, Y., LI, H.; MORRISON, R. John. Sequential extraction procedures for the determination of phosphorus forms in sediment. *Limnology*, 14 (2), 147-157, 2013.

WANG, S.; JIN, X.; ZHAO, H.; WU, F. Phosphorus fractions and its release in the sediments from the shallow lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River area in China. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects*, 109–116, 2006

WANG, L.; WANG, G.; GE, X.; YU, Z.; GU, X.; CHENG, Z.; XU, W.; ZHANG, F. Influence of Submerged Plants on Phosphorus Fractions and Profiles of Sediments in Gucheng Lake. *Soil and Sediment Contamination*, 21:640–654, 2012.

WANG L, LIANG T Distribution Characteristics of Phosphorus in the Sediments and Overlying Water of Poyang Lake. *PLoS ONE* 10(5), 2015.

WILLIAMS J D H, Jaquet J-M, Thomas R L. Forms of phosphorus in surficial sediments of Lake Erie. *J. Fish Res. Bd Can.*, 1976, 33: 413-429.

WILLIAMS J D H, SYERS A J K, WALTER T W. Fractionation of soil inorganic phosphate by a modification of Chang and Jackson procedure. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 1967, 31: 736-739.

WILLIAMS J D H, SYERS J K, ARMSTRONG D E, HARRIS F. Fractionation of inorganic phosphate in calcareous lake sediments. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 1971, 35: 250-255.

ZANINI, H.L.T; AMARAL, L.A.; ZANINI, J.R.; TAVARES, L.H.S. Caracterização da água da microbacia do Córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. Eng. Agríc., Jaboticabal, v.30, n.4, p.732-741, jul./ago. 2010

ZHANG, R.; WU, F.; LIU, C.; FU, P.; LI, W.; WANG, L.; LIAO, H.; GUO, J. Characteristics of organic phosphorus fractions in different trophic sediments of lakes from the middle and lower reaches of Yangtze River region and Southwestern Plateau, China. Environmental Pollution 152, 366-372, 2008.

ZHANG, Y; WANG, C.; HE, F.; LIU, B.; XU, D.; XIA, S.; ZHOU, Q.; WU, Z. In-situ adsorption-biological combined technology treating sediment phosphorus in all fractions. Sci. Rep. 6, 29725; doi: 10.1038/srep29725, 2016.

APÊNDICE



Figura 19. Fotos dos pontos amostrados na BHRC.



Figura 20. Fotos dos pontos amostrados na BHRC.



Figura 21. Fotos dos pontos amostrados na BHRC.

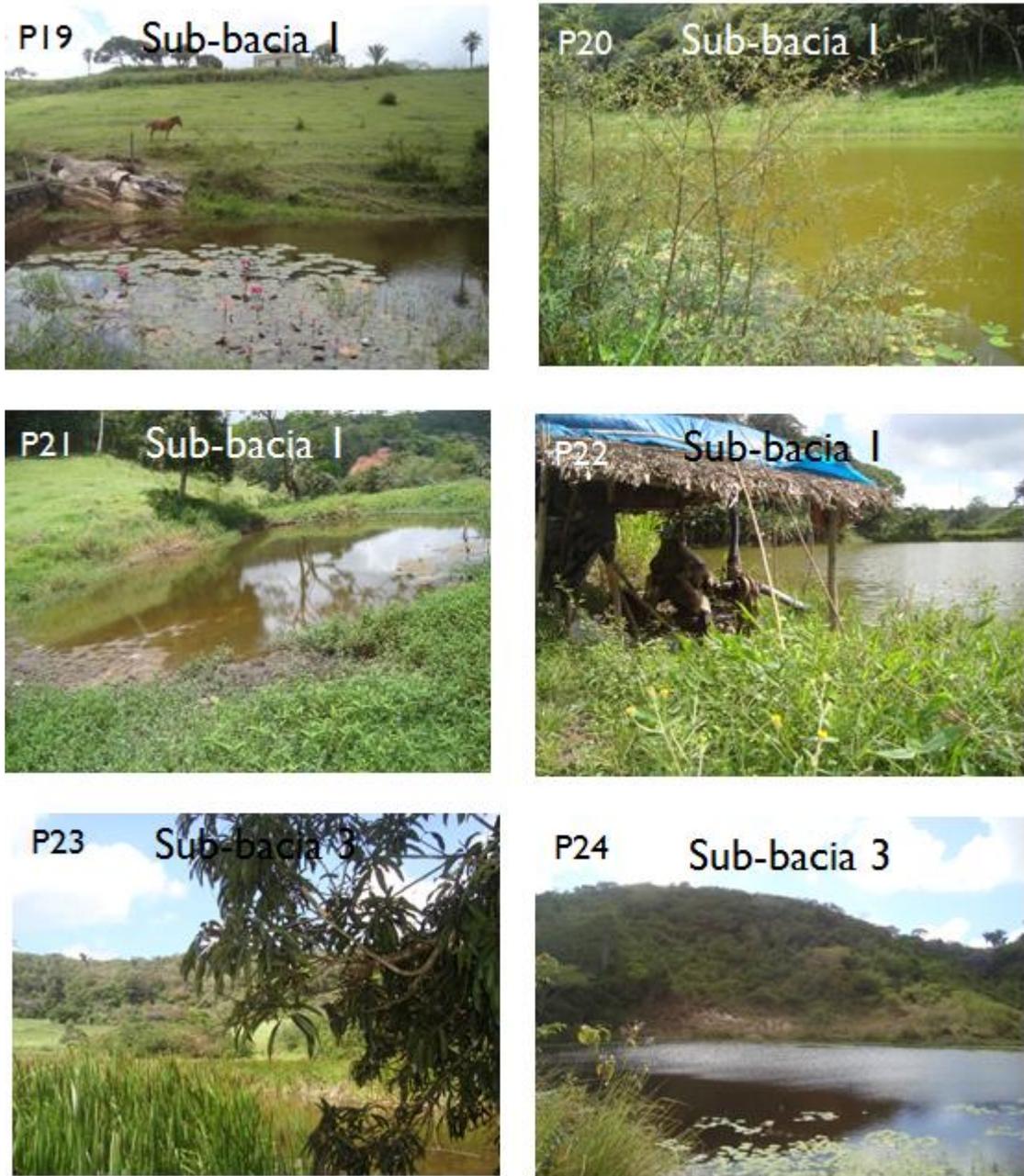


Figura 22. Fotos dos pontos amostrados na BHRC.



Figura 23. Fotos dos pontos amostrados na BHRC.