



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS GEOGRÁFICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE

GILBERTO QUEIROZ DE LIMA FILHO

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL INTEGRADA EM RESERVATÓRIOS DE
ABASTECIMENTO HUMANO**

Recife

2018

GILBERTO QUEIROZ DE LIMA FILHO

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL INTEGRADA EM RESERVATÓRIOS DE
ABASTECIMENTO HUMANO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Área de concentração: Desenvolvimento e Meio Ambiente

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Maria do Carmo Martins Sobral

Coorientadora: Prof^a. Dra. Maristela Casé Costa Cunha

Recife

2018

Catálogo na fonte
Bibliotecária Maria do Carmo de Paiva, CRB4-1291

L732a Lima Filho, Gilberto Queiroz.
Avaliação ambiental integrada em reservatórios de abastecimento humano /
Gilberto Queiroz de Lima Filho. – 2018.
115 f. : il. ; 30 cm.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Maria do Carmo Martins Sobral.
Coorientadora: Prof^a. Dra. Maristela Casé Costa Cunha.
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco, CFCH.
Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Recife,
2018.
Inclui referências e anexos.

1. Gestão ambiental. 2. Bacias hidrográficas - Brasil. 3. Reservatórios. 4.
Solo - Uso. I. Sobral, Maria do Carmo Martins (Orientadora). II. Cunha,
Maristela Casé Costa (Coorientadora). III. Título

363.7 CDD (22. ed.)

UFPE (BCFCH2019-049)

GILBERTO QUEIROZ DE LIMA FILHO

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL INTEGRADA EM RESERVATÓRIOS DE
ABASTECIMENTO HUMANO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do Título de Doutor em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Aprovada em: 24 / 08 / 2018.

BANCA EXAMINADORA

Dra. Maria do Carmo Martins Sobral (Orientadora)
Universidade Federal de Pernambuco - PRODEMA

Dra. Ana Lúcia Bezerra Candeias (Examinadora interna)
Universidade Federal de Pernambuco- PRODEMA

Dra. Edvania Torres Aguiar Gomes (Examinadora interna)
Universidade Federal de Pernambuco - PRODEMA

Dra. Érika Alves Tavares Marques (Examinadora externa)
Universidade Federal de Pernambuco
Pós-doutorado em Engenharia Civil

Dra. Maria Cristina Basilio Crispim da Silva (Examinadora externa)
Universidade Federal da Paraíba – PRODEMA

Ao amor de Isadora, Cecília e Patrícia, junto delas
é onde tenho mais serenidade para aprender.
A minha mãe, irmão e irmã, meus alicerces.
Ao meu pai, que vive em mim.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aquela energia que emana externamente a mim, que me guia, me presenteia e me socorre quando preciso. Que me proporciona tempo de dedicação e discernimento para buscar mudanças para mim e para os outros seres vivos.

Agradeço aos meus pais Marta e Gilberto, maiores cientistas da minha vida, por terem me proporcionado além de amor, a oportunidade de adquirir conhecimento, e com ele buscar discernimento sobre a vida e a minha existência. Às minhas filhas Isadora e Cecília por me tornarem uma pessoa melhor a cada dia. À minha esposa Patrícia, pelo estímulo profissional, a benevolência de suas ações me são exemplo, e a toda a família que ganhei em consequência de nossa união, em especial a todos os sobrinhos e sobrinhas, fonte inesgotável de alegria e esperança. Aos meus irmãos Michele e Allan, minha base e à família que formaram, com Elton e Patrícia, e às fofuras Bia e Maria Luiza.

Com todo esse apoio posso caminhar, e agradeço à minha orientadora, professora Maria do Carmo Matins Sobral, por me permitir passagem nesse caminho, pela paciência, por me acolher inteiramente. Por compartilhar um pouco de seu gigantismo profissional e acadêmico, da robustez e da leveza de sua vida comigo. Seu ímpeto será sempre meu exemplo!

A todos os orientados que compõem o grupo da professora Maria do Carmo, pela receptividade, pelos apoios, pelos bons momentos e pelos incentivos.

À Co-orientadora Maristela Casé, além do suporte acadêmico, pelas experiências a mim repassadas em boas conversas. Até os simples toques vieram carregados de bastante ajuda, dada a afinidade, sintonia e apreço com o qual a tenho.

Ao orientador da iniciação científica, monografia, mestrado e da vida, José Etham, seus ensinamentos fundamentam minha caminhada profissional. À minha orientadora de extensão universitária em Educação Ambiental e da vida, Mônica Maria. Estas criaturas plantaram suas melhores sementes, e se ainda não as fiz florescer como deveriam, estarão sempre comigo, me cobrando as missões resultantes de ter tido tal privilégio. A todos os amigos que fiz na graduação, no mestrado e no laboratório Leaq da UEPB, berço de afeto e de meu aprendizado acadêmico e profissional.

Este trabalho acadêmico está inteiramente ligado à minha vida profissional. Deste modo, agradeço à Agência Pernambucana de Águas e Clima (Apac), por me dar o apoio em aperfeiçoar-me profissionalmente, por me fornecer toda estrutura para desenvolver meu trabalho. Ao Presidente, na época, Marcelo Asfora, ao Secretário, na época, Almir Cirilo, e a

Diretora de Gestão de Recursos Hídricos, na época, Marisa Figueroa, por permitirem a utilização dos dados produzidos pela agência em minha pesquisa. Aos amigos da Gerência de Revitalização de Bacias Hidrográficas, os que estão e os que já passaram, Patrícia, Ana Carla, Aildo, Igor, Júlio, Alex, Fernando, Laíse, Éverton, Maria Lúcia, Raquel e especialmente ao meu chefe imediato, Fernando, bom senso em pessoa, que assume para si os riscos de acreditar em nosso potencial, nos permitindo caminhar com as próprias pernas.

Aos amigos do PRODEMA, pessoas iluminadas, Tiago, Gabi, Vanessa, Manu, Eleno e Patrícia. Aos professores e professoras do PRODEMA que desde o mestrado, vêm me passando experiências e me instigando prudência em contribuir para geração de formação humana e de recursos humanos. À secretária do PRODEMA, Solange, pela convivência e disponibilidade.

A todas as pessoas, amigos, amigas e familiares que, por falta de tempo, não pude citar, mas que sabem que são importantes para a minha caminhada da vida. Obrigado!

RESUMO

Avaliar as condições ambientais de reservatórios de forma integrada significa abordar influências em escalas locais e regionais que influenciam em sua qualidade hídrica e os tornam vulneráveis à degradação. É um instrumento de gestão ambiental que possibilita identificar padrões de qualidade e potenciais riscos de degradação dos reservatórios. Foi realizada uma análise comparativa em duas bacias hidrográficas, limítrofes e distintas, exploradas para o abastecimento humano da Região Metropolitana do Recife-PE, com foco na qualidade ambiental dos seus principais reservatórios, Pirapama e Tapacurá, cujos nomes são provenientes dos rios das respectivas bacias hidrográficas abordadas. A escolha dos dois reservatórios também se pautou no modo distinto de como foram concebidas as obras de suas barragens. A primeira, bem planejada e acompanhada pela sociedade civil organizada, comitê de bacia, e inclusive com apoio internacional. Já a barragem de Tapacurá surgiu de forma menos planejada, com o intuito único, inicialmente, da contenção de enchentes. Foram considerados dados primários e secundários de qualidade hídrica, do uso e cobertura e morfometria e morfologia das áreas de influência dos reservatórios, incluindo potenciais de fontes externas e internas de nutrientes e de erosão e sedimentação. Obtiveram-se dados pluviométricos, dados físicos, químicos e biológicos de qualidade de água do período chuvoso e de estiagem de 2016. Foi realizada a quantificação das classes de uso, da vulnerabilidade à erosão e poluição, através de índices disponíveis na literatura clássica, bem como elaborada sua distribuição espacial nas bacias, utilizando-se de técnicas de geoprocessamento, sensoriamento remoto e visitas de campo. Embora as barragens tenham sido concebidas de modos distintos quanto aos seus planejamentos, as mesmas se encontram em situação preocupantes do ponto de vista da qualidade ambiental. A qualidade hídrica dos reservatórios é influenciada pelo tempo residência da água, além do uso e ocupação do solo nas suas áreas de influência. Houve dominância de cianobactérias, sendo persistente em Tapacurá, com co-dominância. O cultivo de cana-de-açúcar ultrapassa as áreas de influência direta e a Área de Preservação Permanente (APP) do reservatório, principalmente em Pirapama. As duas bacias hidráulicas possuem forte potencial de produção de sedimentos, sendo Pirapama mais vulnerável localmente e regionalmente ao assoreamento, devido à morfologia da bacia e à intensidade pluviométrica, associados ao mau uso do solo. Embora a qualidade da água do reservatório de Pirapama no geral seja boa, a presente avaliação ambiental integrada aponta elevado potencial de vulnerabilidade à degradação progressiva, em função do processo de erosão, do tipo de uso e

ocupação do solo. Entretanto o baixo tempo de residência da água no reservatório de Pirapama contribui para a rápida renovação da água durante o ano. Considerando o fato de que as bacias hidrográficas estudadas possuem coleta e tratamento de efluentes deficientes e que as normas ambientais não estão atendidas de forma plena, quanto aos usos e ocupação do solo, este estudo evidenciou fatores, que em conjunto, contribuem para a vulnerabilidade à degradação dos reservatórios estudados. O elevado tempo de residência de Tapacurá requer que o manejo do trecho da bacia hidráulica a montante do reservatório seja relativamente mais restritivo à produção de nutrientes do que para o reservatório de Pirapama. Além do desenvolvimento de sistemas de tratamento dos efluentes urbanos e industriais, fossas ecológicas podem auxiliar na redução das fontes de poluição domésticas difusas. A utilização de biofilmes no reservatório de Tapacurá poderá de reduzir a taxa de depósito de nutrientes, decorrente do seu elevado tempo de residência. Embora as descargas de fundo sejam uma medida eficiente, para o reservatório de Tapacurá é apropriado somente nos anos com chuvas acima da média, de forma a não agravar a situação de escassez já existente. Neste contexto, devem-se considerar trabalhos baseados em modelos chuva-vazão propondo planos de ações para cada cenário. Para as medidas mitigadoras, sejam elas preventivas ou corretivas, modelos de previsão de qualidade hídrica são uma importante ferramenta na seleção e hierarquização de decisões. Quanto ao assoreamento, o reservatório de Tapacurá tem nível médio de criticidade, ao passo que o de Pirapama tem nível alto. O monitoramento do assoreamento através de seções de controle definidas neste estudo (02 para Tapacurá e 03 para Pirapama) permitirá decidir quando e onde se deverão realizar dragagens nos reservatórios. Embora seja comum que os órgãos responsáveis pelo saneamento detenham o controle prevenção sob o tratamento adequado para água com elevada densidade de cianobactérias, devem-se existir também medidas que se proponham a reverter estado atual de degradação desses reservatórios. Devem-se realizar medidas corretivas e ações fiscalizatórias nas áreas de cultivo e respectiva safra nas áreas de influência. Tais ações devem possuir *buffer* de extensão sob o Rio, bem como podem ser resultado de um Plano Ambiental de Conservação e Uso do Entorno do Reservatório (PACUERA). Como medidas mitigadoras corretivas biológicas, pode-se utilizar da introdução de peixes herbívoros, excetuando-se a Tilápia, e priorizando sempre a reestruturação da ictiofauna nativa, com o objetivo de consumirem as plantas aquáticas e algas que promovem a eutrofização dos reservatórios. Pode-se também remover peixes, através da biomanipulação, que se alimentam de zooplâncton, para que este seja abundante e consuma o fitoplâncton em excesso. Se por um lado a restauração florestal combate a erosão para o reservatório Pirapama, para o reservatório Tapacurá, ela também pode ser uma medida que garanta a disponibilidade

hídrica, dado que o mesmo é afetado pela escassez hídrica. A restauração florestal de nascentes olhos de água, zonas de recarga e de declive, inicialmente em assentamentos eventualmente presentes naquelas áreas é uma solução viável, dada a maior facilidade, do ponto de vista socioambiental e burocrático, em se trabalhar com convênios nestas áreas, por exemplo, para a revitalização de bacias. O método integrado de avaliação ambiental permitiu alertar para a alta vulnerabilidade à degradação dos reservatórios, seja o de Pirapama, que segundo dados locais e pontuais de IQA, não estaria em situação preocupante, seja para o reservatório de Tapacurá, cuja degradação encontra-se mais evidente até mesmo por dados pontuais de monitoramento de qualidade de água.

Palavras-chave: Reservatórios. Uso e Ocupação do Solo. Bacia Hidrográfica. Qualidade Hídrica. Vulnerabilidade à Degradação.

ABSTRACT

Evaluating the environmental reservoirs conditions in an integrated way means addressing influences at local and regional scales that influence their water quality and make them vulnerable to degradation. It is an environmental management instrument that makes it possible to identify quality standards and reservoir potential degradation. A comparative analysis was carried out in two river basins, bordered and distinct, exploited for the human Recife Metropolitan Region supply, in Pernambuco state, focusing on the main reservoirs environmental quality, Pirapama and Tapacurá, whose names come from the respective basins areas rivers. The two reservoirs was chosen also based on the different way in which the works of their dams were conceived. The first, well planned and accompanied by organized civil society, basin committee, and even with international support. On the other hand, the Tapacura dam appeared in a less planned manner, with the sole intention, initially for containing floods. Primary and secondary water quality data, the use and coverage and morphometry and reservoir influence areas morphology, including potentials from external and nutrients internal sources, erosion and sedimentation were considered. Rainfall data, physical, chemical and biological water quality data from the rainy season and drought of 2016 were obtained. The use classes, erosion vulnerability and pollution were quantified through indices available in classical literature as elaborated its spatial distribution in the basins, using geoprocessing techniques, remote sensing and field visits. Although dams have been conceived differently in their planning, they are with worrying environmental quality. The reservoirs water quality is influenced by the residence time of the water, besides the use and occupation of the soil in its areas of influence. There was dominance of cyanobacteria, being persistent in Tapacurá, with co-dominance. Mainly in Pirapama the sugarcane cultivation exceeds the direct influence areas and the reservoir Permanent Preservation Area (APP). The two hydraulic basins have a strong potential for sediment production, with Pirapama being more vulnerable locally and regionally to sedimentation, due to the basin morphology and the rainfall intensity, associated with poor soil use. Although the water quality of the Pirapama reservoir is generally good, this integrated environmental assessment indicates a high potential for vulnerability to progressive degradation, due to the erosion process, soil use and occupation type. However, the low water residence time in the Pirapama reservoir contributes to the rapid water renewal during the year. Considering the fact that the studied watersheds have poor effluent collection and treatment and that environmental norms are not fully met, as regards land use and occupation, this study evidenced factors that together contribute to the vulnerability to degradation of the studied

reservoirs. The high residence time in Tapacurá requires that the management of the stretch of the hydraulic basin upstream of the reservoir is relatively more restrictive to the nutrients production than to the reservoir of Pirapama. In addition to the development of treatment systems for urban and industrial effluents, ecological pits can help reduce diffuse domestic pollution sources. The use of biofilms in the Tapacurá reservoir may reduce the rate of deposition of nutrients due to their high residence time. Although the bottom discharges are an efficient measure, for the Tapacurá reservoir it is appropriate only in the years with rains above the average, so as not to exacerbate the existing scarcity situation. In this context, it is necessary to consider works based on rain-flow models proposing action plans for each scenario. For mitigating measures, be they preventive or corrective, water quality forecasting models are an important tool in the selection and decisions hierarchization. As for sedimentation, the Tapacurá reservoir has an average level of criticality, while the Pirapama reservoir has a high level. Monitoring of siltation through control sections defined in this study (02 for Tapacurá and 03 for Pirapama) will allow to decide when and where to dredge the reservoirs. While it is common for sanitation agencies to have prevention control under appropriate treatment for water with high density of cyanobacteria, there should also be measures that aim to reverse the current degradation state for these reservoirs. Corrective measures and inspection actions should be carried out in the areas of cultivation and the respective harvest in the areas of influence. Such actions must have an extension buffer under the River, as well as may be the result of an Environmental Conservation and Use of the Reservoir Environment Plan (PACUERA). As biological corrective mitigation measures, it can be used to introduce herbivorous fish, except for Tilapia, and always prioritize the restructuring of the native ichthyofauna, in order to consume the aquatic plants and algae that promote the eutrophication of the reservoirs. One can also remove fish, through the biomanipulation, that feed of zooplankton, so that it is abundant and consumes the phytoplankton in excess. If, on the one hand, the forest restoration combats erosion for the Pirapama reservoir, for the Tapacurá reservoir, it can also be a measure that guarantees water availability, since it is affected by the water scarcity. The forest water springs restoration, recharge areas and slope areas, initially in settlements possibly present in those areas, is a viable solution, due to the greater easiness, from the socio-environmental and bureaucratic point of view, to work with covenants in these areas, for example, for the revitalization of basins. The integrated environmental assessment method allowed to alert to the high vulnerability to the degradation of the reservoirs, be it of Pirapama, that according to local and specific data of IQA, would not be in a worrisome

situation, or for the Tapacurá reservoir, whose degradation is more evident even by timely data on water quality monitoring.

Keywords: Dams. Use and Occupation of The Soil. Hydrographic Basin. Water Quality. Vulnerability to Degradation.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
1.2	OBJETIVOS.....	20
1.2.1	Geral.....	20
1.2.2	Específicos.....	20
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	20
2.1	INTERVENÇÕES EM RECURSOS HÍDRICOS RELACIONADAS DIRETA OU INDIRETAMENTE COM AS BACIAS DO CAPIBARIBE E PIRAPAMA.....	20
2.2	QUALIDADE DA ÁGUA E CIANOBACTÉRIAS COMO BIOINDICADORAS EM RESERVATÓRIOS	23
2.3	TIPOS DE INFLUÊNCIAS SOBRE A QUALIDADE ÁGUA EM RESERVATÓRIOS E SUAS ESCALAS	25
2.4	ESTUDOS INTEGRADOS DE QUALIDADE DE ÁGUA E USO E OCUPAÇÃO DO SOLO.....	27
3	ANÁLISE INTEGRADA DA QUALIDADE AMBIENTAL E A VULNERABILIDADE À DEGRADAÇÃO DO RESERVATÓRIO DE PIRAPAMA	30
3.1	INTRODUÇÃO.....	30
3.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	30
3.2.1	Área de estudo	30
3.2.2	Dados pluviométricos, fluviométricos e qualidade da água	31
3.2.3	Uso e ocupação do solo.....	32
3.2.4	Vulnerabilidade à erosão na bacia hidráulica e ao assoreamento no reservatório	33
3.3	RESULTADOS	33
3.3.1	Qualidade de água.....	33
3.3.2	Uso e ocupação do solo e geoprocessamento.....	39
3.4	DISCUSSÃO	43
3.5	CONCLUSÕES	45
4	AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE QUALIDADE AMBIENTAL E DA VULNERABILIDADE À DEGRADAÇÃO DO RESERVATÓRIO DE TAPACURÁ E DOS PROCESSOS QUE O MANTÊM EUTROFIZADO.....	47
4.1	INTRODUÇÃO.....	47
4.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	48
4.2.1	Área de estudo	48

4.2.2	Dados pluviométricos, fluviométricos e qualidade da água	49
4.2.3	Uso e ocupação do solo.....	51
4.2.4	Vulnerabilidade à erosão na bacia hidráulica e ao assoreamento no reservatório	51
4.3	RESULTADOS	52
4.3.1	Qualidade de água.....	52
4.3.2	Uso e ocupação do solo e geoprocessamento.....	58
4.4	DISCUSSÃO	61
4.5	CONCLUSÕES	63
5	ANÁLISE COMPARATIVA PARA OS RESERVATÓRIOS DE PIRAPAMA E TAPACURÁ.....	64
5.1	MATERIAL E MÉTODO	64
5.1.1	Área de Estudo	64
5.1.2	Levantamento e aquisição de dados	65
5.1.3	Intensidade pluviométrica	65
5.2.4	Vulnerabilidade à erosão.....	66
5.2.5	Vulnerabilidade ao Assoreamento.....	66
5.2.6	Vulnerabilidade à poluição	66
5.3	RESULTADOS	68
5.3.1	Climatologia e Intensidade pluviométrica e energia de erosão na bacia	68
5.3.2	Vulnerabilidade à erosão.....	71
5.3.3	Estudos topobatimétricos e vulnerabilidade ao assoreamento	74
5.3.4	Vulnerabilidade à poluição e uso e ocupação do solo	78
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	82
6.1	CONCLUSÕES	82
6.2	RECOMENDAÇÕES.....	83
6.3	APLICAÇÃO DO ESTUDO INTEGRADO EM OUTROS RESERVATÓRIOS DO ESTADO	86
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	87
	REFERÊNCIAS	90
	ANEXO A – Metodologia RUSLE	105
	ANEXO B - Nível de Criticidade – NC.....	106
	ANEXO C – Vulnerabilidade à Poluição	108
	ANEXO D - Batimetria do reservatório de Pirapama, Maio/2011	111
	ANEXO E - Batimetria do reservatório de Tapacurá, Junho/2011.....	112

ANEXO F - Outorgas superficiais emitidas na bacia hidrográfica do Rio Tapacurá (Fonte: APAC).	113
ANEXO G - Outorgas superficiais emitidas na bacia hidrográfica do Rio Pirapama (Fonte: APAC).	115

1 INTRODUÇÃO

Com o aumento populacional e as alterações climáticas a insuficiência hídrica, qualitativa e quantitativa, tende a aumentar e atingir cada vez mais pessoas no planeta. As pressões responsáveis pela degradação sobre os corpos de água relacionam-se genericamente com a ausência de tratamento de águas residuais de diversas atividades, notadamente urbanas, industriais e agropecuárias, bem como da disposição e operacionalização de tais atividades na bacia hidrográfica. Considerar aspectos do uso e ocupação do solo, características de habitats físicos e parâmetros limnológicos, consiste em uma abordagem integradora de avaliação da qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos.

Mudanças nos usos do solo trazem influências para bacias hidrográficas alterando a interceptação da vegetação, as propriedades do solo, fatores biofísicos que afetam a evapotranspiração, águas subterrâneas, assim como as variações no clima alteram a precipitação, temperatura do ar, a umidade, o crescimento da cobertura vegetal e, conseqüentemente, os saldos hidrológicos na bacia hidrográfica (WANG *et al.*, 2013). Especificamente, os reservatórios podem sofrer impactos sobre a sedimentação, qualidade da água, níveis freáticos, erosão em rios, paisagísticos e valores culturais (BRANDIMARTE *et al.*, 2008).

No contexto do gerenciamento de recursos hídricos, as pressões correspondem às variáveis objetos de efetivo controle e gestão, e é justamente sobre os usos do solo e das águas que se pode atuar, no sentido de garantir a disponibilidade hídrica. A gradativa redução das fontes pontuais de poluição por parte da ação dos órgãos reguladores da seqüência ao desafio de identificar, quantificar e sanar os efeitos das fontes difusas de poluição e dos pontos de vulnerabilidade à degradação na bacia, estritamente relacionados com o uso, ocupação e cobertura do espaço.

Quando as ocupações da agricultura e da urbanização ultrapassam, respectivamente, 40% e 15% dos usos do espaço da bacia hidrográfica, são alterações que influenciam significativamente na qualidade e disponibilidade hídrica (LAWA, 2003). Entretanto, quanto maior for a proporção entre a área da bacia e a área do corpo aquático, lagos e reservatórios experimentam efeitos de bacias hidrográficas mais fortes e podem ser mais vulneráveis a menores porcentagem de uso agrícola do solo como poluição difusa (KATSIAPI *et al.*, 2012).

Deste modo, para o diagnóstico ambiental de reservatórios é útil quantificar os usos nas suas bacias de contribuição, na busca de respostas para os padrões verificados na qualidade da

água. Devido à escala, é adequado que essas quantificações sejam realizadas a partir da utilização de imagens de satélite e de técnicas de geoprocessamento.

Outras prováveis consequências dos usos e ocupação do solo são a erosão nas bacias hidrográficas e assoreamento nos reservatórios, problemática que afeta todos os cursos de água envolvidos. A perda de solo ao longo do tempo promove a sua acumulação nas áreas baixas onde geralmente estão os lagos naturais e artificiais.

As áreas vulneráveis são significativas no regime de transporte de sólidos dos cursos de água e, em particular, nos processos de assoreamento em reservatórios. O assoreamento em reservatórios, por sua vez, não representa, geralmente, uma distribuição espacial uniforme conforme Carvalho *et al.* (2000). Deste modo é importante também que sejam avaliados os estudos topobatimétricos existentes para o reservatório, de forma a dar melhor sustentação para um estudo integrado da vulnerabilidade à degradação.

Em muitos países, o acúmulo de sedimentos provenientes de bacias altamente erosivas nos reservatórios causa a desativação dos mesmos, ou mesmo destruição, quando o processo de arrasto dos sólidos é muito rápido. É assim, crucial a identificação das áreas mais vulneráveis à erosão em bacias hidrográficas. Ademais, os sedimentos arrastados nos solos contêm na maioria das vezes nutrientes adsorvidos, promovendo fenômenos de eutrofização nos corpos d'água, mais um fator que contribui para a sua degradação.

Em ecossistemas aquáticos continentais degradados há diminuição da biodiversidade, e o aumento na biomassa de algumas espécies. O crescimento excessivo de cianobactérias planctônicas está entre as principais consequências, sendo uma ameaça central para os recursos hídricos (BONILLA *et al.*, 2012). Para o fitoplâncton as principais causas das alterações na comunidade são a espacialidade e fatores como cobertura vegetal na bacia hidrográfica e nutrientes (DEVERCELLI *et al.*, 2015).

A presença de áreas cultivadas aumenta a probabilidade de floração de cianobactérias (CARNEY, 2009; MARION *et al.*, 2017). A combinação de fatores como luz e temperatura, que favorecem este grupo do fitoplâncton (REYNOLDS, 1984), com os usos do solo, o fenômeno das florações de cianobactérias pode ser potencializado.

Não é linear a relação entre os fatores regionais, locais e a qualidade dos corpos de água. Neste contexto, uma abordagem ambiental e integrada no estudo dos corpos d'água, em escala regional e local, utilizando-se, inclusive, Sistemas de Informação Geográfica (SIGs), permite capturar padrões que tornam os recursos hídricos vulneráveis à degradação.

A Região Metropolitana do Recife (RMR), Pernambuco, é uma das principais sub-regiões no novo espaço econômico nordestino, destacando-se no balanço sobre os "grandes projetos

federais" nos estados nordestinos em razão dos investimentos no Complexo Industrial Portuário de Suape, situado na RMR, litoral sul de Pernambuco, nos municípios de Ipojuca e Cabo de Santo Agostinho (LIMA e CALDAS, 2013). Esse crescimento progressivo implica em aumento da demanda hídrica, seja para consumo humano, novos processos industriais ou outras necessidades.

O abastecimento de água da população da RMR é realizado através de sistemas localizados no Grupo de Bacias de Pequenos Rios Litorâneos (GL1 e GL2) e na Bacia do Rio Capibaribe. São, ao todo, cinco sistemas de abastecimento, sendo maiores sistemas o de Pirapama no GL2, cuja barragem de Pirapama compõe o seu principal reservatório, e o Tapacurá, no Rio Capibaribe, cujo principal reservatório denomina-se Tapacurá. Embora Tapacurá seja o maior reservatório para abastecimento humano da RMR, o Sistema Pirapama é o principal da região, pois tem maior capacidade maior de produção, sendo responsável por produzir 5.130 litros de água (5,13 m³ água por segundo), mais de 30% da produção de água da RMR (COMPESA, 2018).

O Rio Pirapama e seus tributários constituem-se de mananciais para abastecimento de água da cidade do Recife desde 1918, quando da construção da barragem do Gurjaú, nome de seu principal afluente, primeira adutora de água para o Recife. Estudos realizados pela Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA), na década de 1960 e, posteriormente, na década de 1980, revelaram o Rio Pirapama como principal manancial potencial para atender às demandas metropolitanas. O Plano Diretor de Abastecimento de água da RMR, de 1986, ratificou a necessidade de utilização do Rio Pirapama para o suprimento da demanda por água para abastecer a região (PERNAMBUCO, 2000).

Localizado no município de Cabo de Santo Agostinho, o Sistema Pirapama é, não só o maior sistema de abastecimento de água de Pernambuco, como também um dos maiores do Brasil. O eixo da barragem situa-se a montante da confluência do Rio Pirapama com o Rio Utinga de Cima, nas proximidades do engenho Matapagipe. O projeto foi executado em três etapas, sendo a última finalizada em novembro de 2011. Inicialmente o sistema atendia apenas ao Complexo Industrial de Suape, e, a partir de 1983, passou a ter a configuração atual representando um incremento de 50% da produção de água da RMR (COMPESA, 2018).

O Sistema Tapacurá, é composto, além de unidades de captação no rio principal, o Capibaribe, por barramentos dos afluentes Tapacurá, Duas Unas e Várzea do Una. A formação urbana da Capital Pernambucana é historicamente associada ao Rio Capibaribe, via de penetração, a partir do agreste pernambucano, e limitador natural para a ocupação do território, com destaque para a instalação de engenhos de cana-de-açúcar, atualmente usinas,

especialmente em seu baixo curso, onde o regime fluvial é perene, e onde se localiza o afluente de Tapacurá (APAC, 2016). O Rio Tapacurá possui como principais reservatórios, o barramento de mesmo nome. Juntos os dois reservatórios, Pirapama e Tapacurá, somam em torno de 50% do volume de água represado para abastecer a RMR.

Nas últimas décadas ocorreu na bacia do Rio Tapacurá o aumento da área urbana dos principais municípios, e a duplicação da BR – 232, que influenciaram em um aumento das áreas classificadas como núcleos urbanos e solo exposto (SILVA, 2010). Neste período também houve o aumento de áreas agrícolas e pecuárias, com perda de cobertura vegetal nas margens da rede de drenagem desde a década de 80 até pelo menos a virada do século (BRAGA, 2001).

O crescimento econômico dos seus municípios das bacias hidráulicas do Pirapama e de Tapacurá não é acompanhado pela evolução dos indicadores sociais. As atividades econômicas estão presentes tanto na faixa costeira, próximo às margens dos rios ou nos interiores das bacias utilizando-se dos lençóis freáticos. As práticas de cultivo da cana-de-açúcar têm produtividade abaixo da média, em relação a outras regiões, levando a freqüentes desmatamentos de remanescentes de mata nativa (BRAGA, 2001). Propriedades rurais de pequeno porte também constituem ameaça, a partir do momento em que ocupam as margens dos rios e seus afluentes.

Por fim, tem-se nestas bacias o contínuo aumento da demanda hídrica, tanto para novos processos industriais, como para agricultura e consumo humano no geral. A contaminação por poluição, desmatamento de Áreas de Preservação Permanente (APPs), desperdício, uso do solo sem critério ambiental implicando em assoreamento e erosão, continuam presentes, apesar dos esforços em combatê-los e influenciam na qualidade e disponibilidade hídrica, gerando conflitos de usuários destas importantes e estratégicas bacias hidrográficas, localizadas na parcela mais populosa do território pernambucano.

As bacias hidrográficas dos rios Capibaribe e Pirapama, exercem papel vital para o Estado de Pernambuco, em virtude da grande concentração populacional e industrial. Apesar de sua importância, tais bacias enfrentam uma série de problemas decorrentes do seu processo de desenvolvimento, do uso e ocupação do solo e, principalmente, da gestão de seus recursos hídricos. Este trabalho busca uma forma de mensurar a qualidade ambiental e a vulnerabilidade à degradação dos principais reservatórios das Bacias Hidrográficas do Rio Capibaribe e do Rio Pirapama, devido à sua relevância social, ambiental e econômica para o Estado.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Geral

Avaliar a análise ambiental integrada de reservatórios de abastecimento baseada na articulação de elementos de ordem primária e secundária e interescalar.

1.2.2 Específicos

- Analisar de forma integrada a qualidade ambiental e a vulnerabilidade à degradação do reservatório Pirapama;
- Avaliar as condições de qualidade ambiental e a vulnerabilidade à degradação do reservatório Tapacurá e os processos que o mantêm eutrofizado;
- Realizar análise comparativa da qualidade ambiental entre os reservatórios e suas bacias estudadas, com recomendações sobre a gestão dos mananciais.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 INTERVENÇÕES EM RECURSOS HÍDRICOS RELACIONADAS DIRETA OU INDIRETAMENTE COM AS BACIAS DO CAPIBARIBE E PIRAPAMA

A lei estadual Nº 9.860 de 12 de agosto de 1986, delimita as áreas de proteção dos mananciais de interesse da RMR e estabelece condições para a preservação dos recursos hídricos (PERNAMBUCO, 2017). As áreas necessárias à proteção dos mananciais são aquelas que, em razão da precipitação pluviométrica, relevo, cobertura vegetal, uso e ocupação, são susceptíveis de reter volume de água em quantidade e qualidade compatível para o consumo atual e futuro da Região Metropolitana do Recife.

Conforme a Lei Nº 9860 de 1986 as áreas de proteção de mananciais de interesse da Região Metropolitana do Recife, situadas dentro dos limites territoriais da Região, subdividem-se nas áreas de categoria M1, M2 e M3. As áreas de categorias M1 compreendem os corpos d'água principais e as áreas de preservação permanente previstas em coincidentes com as leis florestais. As áreas de categoria M2 compreendem as bacias hidrográficas contribuintes dos rios e reservatórios.

Em 1998, foi elaborado o Plano Estadual de Recursos Hídricos de Pernambuco, pela Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente, como instrumento de planejamento, com vistas a estabelecer diretrizes e propor ações dirigidas ao aproveitamento, controle e recuperação dos recursos hídricos. Segundo o Plano, para efeito de avaliação dos recursos hídricos, o Estado foi dividido em 29 unidades de planejamento (UP), sendo 13 correspondentes a bacias hidrográficas importantes (Goiânia, Capibaribe, Ipojuca, Sirinhaém, Una, Mundaú, Ipanema, Moxotó, Pajeú, Terra Nova, Brígida, Garças e Pontal) e 16 constituídas por grupos de bacias, das quais seis (6) de pequenos rios litorâneos (GL1 a GL6), nove (9) de pequenos rios interiores (G11 a G19) e um (1) de pequenos rios que compõem a rede de drenagem do arquipélago de Fernando de Noronha.

O Plano Estadual de Recursos Hídricos de Pernambuco (PERH/PE) adotou, como referência inicial, o ano de 1996, que dispõe de dados básicos da Fundação IBGE. O Plano foi concluído em 1998 tendo, durante esse período (1996 - 1998), recebido informações mais atualizadas sobre alguns setores da atividade econômica fazendo-se, a partir de todo esse acervo de informações, previsões de curto e médio prazo, considerando os anos 2000 e 2010 como horizontes do planejamento.

Especificamente para a bacia do Pirapama, antes mesmo da finalização do sistema atual de abastecimento, em 2001 já se evidenciava, através de convênio de cooperação técnica entre os governos brasileiro e britânico, com a coordenação da Secretaria de Ciência Tecnologia e Meio Ambiente (SECTMA) e a Companhia Pernambucana do Meio Ambiente (CPRH), o Projeto de Planejamento e Gerenciamento Ambiental da Bacia do Pirapama, e cujo principal objetivo consistiu em construir o seu Plano de Desenvolvimento Sustentável (PDS).

Durante o processo de elaboração do PDS, houve o consenso de que o mesmo atendesse às diretrizes da Agenda 21 Global e que deveria ser consolidado em uma Agenda 21 Local, assim como que o Fórum fosse o Comitê da Bacia, uma vez que as leis do Sistema Nacional e Estadual dos Recursos Hídricos acabavam de ser sancionadas, e previam a criação dos referidos Comitês (GAMA, 2003). Na avaliação do cumprimento da agenda 21, constatou-se também a necessidade de uma fiscalização constante nas destilarias de álcool e aguardente, tendo em vista o seu potencial poluidor, principalmente no que se refere à operação dos projetos de fertirrigação, e que os períodos de safra são decisivos sobre a variação da qualidade da água do rio do reservatório de Pirapama.

Conforme Gama (2003), embora as mudanças de governo em nível estadual em 2000 tenham provocado rupturas nas Gestão Integrada do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos, a Agenda 21 do Pirapama cumpriu o papel de descentralizar e foi internalizada por instituições

estaduais, municipais e organizações não governamentais, pela iniciativa privada e pelos representantes da sociedade civil que tiveram participação durante a construção da Agenda. Ainda, segundo a autora, o Comitê teve papel primordial durante a elaboração da Agenda, porém os resultados alcançados na implementação deram-se mais em virtude dos esforços individuais dos seus membros do que da ação coordenada do Comitê. Surgiu então a preocupação com a definição da política da Cobrança pelo Uso da Água, como forma de trazer independência ao Comitê e para a continuidade das ações da Agenda 21 do Pirapama. Até o momento não houve implantação da cobrança. Durante este intervalo de tempo, para complementar o SIGRH e fortalecer o planejamento e regulação dos usos múltiplos dos recursos hídricos no Estado foi criada a Agência Pernambucana de Águas e Clima – APAC através da Lei Estadual Nº 14.028 de 26 de março de 2010.

A APAC finalizou no primeiro semestre de 2018 os “Estudos de mecanismos de cobrança pelo uso da água em todo o Estado de Pernambuco”, que contempla dentre outros a consolidação da metodologia de cobrança desenvolvida junto aos comitês de bacias hidrográficas, câmara técnica de águas subterrâneas e ao conselho estadual de recursos hídricos. O processo contou com consultas públicas, análise de viabilidade financeira, técnica e econômica dos mecanismos e preços propostos; análise de impactos sobre os usuários; e projeção tendencial dos faturamentos, conhecendo outros em outros exemplos no Brasil os processos administrativos para a arrecadação.

Para o Rio Tapacurá, o planejamento e a gestão compõem o conjunto de ações planejadas para o Rio Capibaribe, uma vez que é seu afluente. Em 2002, foi elaborado o Plano Diretor da Bacia do Rio Capibaribe (PERNAMBUCO, 2002), em conformidade com o Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERNAMBUCO, 1998).

Em 2005, foi editado o Plano de Aproveitamento de Recursos Hídricos da Região Metropolitana de Recife, Zona da Mata e Agreste Pernambucano (PERNAMBUCO, 2005), que abrange todas as bacias hidrográficas de Pernambuco que drenam para o Oceano Atlântico.

Em 2010 foi concluído o Plano Hidroambiental (PHA) da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe (PERNAMBUCO, 2010), elaborado com o objetivo de prover a gestão dos recursos hídricos no Estado e Pernambuco, com instrumentos atualizados e focados na solução dos sérios problemas que afetam a área da bacia, sejam de natureza hídrica, ambiental ou socioeconômica.

O PHA adota como base o Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe (PERNAMBUCO, 2002), concluído em 2002, tendo como referência o Plano de Aproveitamento dos Recursos Hídricos da Região Metropolitana do Recife, Zona da Mata e Agreste Pernambucano (PERNAMBUCO, 2005b) elaborado em 2005, além de outros planos de

âmbitos estadual e federal, concernentes ao tema, com vistas a atualizar e complementar informações hídricas e ambientais.

Percebe-se que existem tanto ações direcionadas para as próprias bacias objeto deste estudo, como ações gerais para os recursos hídricos do Estado que têm o potencial de afetar positivamente as bacias do Pirapama e do Tapacurá. Há abordagens que inclusive já foram contempladas mais de uma vez, como é o caso da cobrança pelo uso da água, para Pirapama, o que permitiu seu aperfeiçoamento, muito embora hajam perdas inevitáveis devido ao tempo decorrido desde as primeiras deliberações. Sua implantação, tanto para Pirapama, como para Tapacurá poderá ser comprometida caso não ocorra de forma ininterrupta com as transições políticas, haja vista o tempo requerido para operacionalizar os planejamentos envolvidos.

2.2 QUALIDADE DA ÁGUA E CIANOBACTÉRIAS COMO BIOINDICADORAS EM RESERVATÓRIOS

Para reservatórios é bem conhecido que o regime, tamanho, e as mudanças de profundidade hidráulica, devido à utilização operacional tenham implicações claras sobre as suas comunidades bióticas (KENNEDY, 1999).

O fitoplâncton sofre influências autogênicas, dependentes do crescimento populacional, aumentando a complexidade da comunidade; bem como influências alogênicas, fatores ambientais naturais e uso ocupação do solo, que simplificam a estrutura da comunidade e estimulam a produtividade (REYNOLDS, 1988; LOVERDE-OLIVEIRA, 2005).

As microalgas e as cianobactérias, respondem rapidamente às alterações ambientais, sofrendo mudanças quantitativas e qualitativas, de forma que são bons indicadores. Os modelos sucessionais ecossistêmicos (ODUM, 1969), são bem representados pelo fitoplâncton em reservatórios (JEPPESEN *et al.*, 2000; ESTEVES, 2011).

O estímulo da produtividade e a simplificação da estrutura da comunidade podem favorecer as cianobactérias em função das suas vantagens competitivas, tal como relativa simplicidade morfológica, baixos requerimento de luz e energia para a manutenção da função e estrutura celular, que podem conter mecanismos de flutuação e/ou de fixação de nitrogênio (HUSZAR *et al.*, 2000). O grupo ocorre em uma ampla diversidade de habitats, dentre eles os reservatórios. Suportam uma radiação intensa e grandes variações de temperatura, porém algumas delas podem sobreviver em intensidades luminosas bastante fracas (REVIERS, 2006).

As cianobactérias geralmente formam florações maciças que dominam a comunidade fitoplanctônica em lagos e reservatórios eutróficos, com altas concentrações de fosforo e

nitrogênio (CARMICHAEL, 1992; CAO, BALA e CALDEIRA, 2011; SOARES, LÜRLING e HUSZAR, 2013). O desenvolvimento dessas elevadas densidades pode ser causado por condições naturais ou antropogênicas ocasionadas por pulsos produzidos no próprio reservatório, alterando, na maioria das vezes, a disponibilidade de luz subaquática e dos nutrientes (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI e ROCHA., 1999).

Ressaltam-se mais trabalhos em abrangência mundial de sucessão temporal como os de Tanuguchi *et al.* (2005), sucessão e dominância tais como os de Wiedner e Nixdor (1998), Garcia (1993), Huszar (2000) e Salmaso (2002). Bouvy *et al.* (1999), estudando a dinâmica de *Cylindrospermopsis raciborskii*, observaram que a espécie formava florações, da mesma forma que Falcão *et al.* (2002), ao monitorar 82 reservatórios em Pernambuco.

Nos reservatórios localizados no nordeste do Brasil os florescimentos de cianobactérias são constantes e caracterizam-se, principalmente, pela presença de *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii* (BOUVY *et al.*, 2000; BOUVY; PAGANO e TROUSSELLIER, 2001; MOLICA *et al.*, 2005; BARBOSA e MENDES, 2005; MOURA *et al.*, 2007; LIRA *et al.*, 2010; MOURA *et al.*, 2011), organismos reconhecidos por produzirem substâncias tóxicas capazes de causar sérios distúrbios hepáticos e neurológicos, podendo levar à morte por hemorragia (FALCONER *et al.*, 1999; LI *et al.*, 2008).

Previendo a vulnerabilidade dos reservatórios à má qualidade da água e florações de cianobactérias, Leigh *et al.* (2010) aplicaram um índice baseado na porcentagem de uso agrícola do solo e em características físicas dos reservatórios subtropicais na Austrália, obtendo fortes correlações com o aumento da densidade cianobactérias.

Touzet *et al.* (2011), encontraram relações significativas entre a concentração de clorofila e a porcentagem de áreas agrícolas, alertando para o desenvolvimento de um índice de risco de eutrofização em 50 lagos da Irlanda. Katsiapi *et al.* (2012) destacam a importância de tipos de uso do solo como potenciais moldadores da estrutura da comunidade fitoplânctônicas. No estudo, apesar das diferenças de regime hidrológico e morfométricas, as variáveis topográficas encontradas para 18 reservatórios estudados na Grécia, os tipos de uso do solo foram fortemente correlacionados com a estrutura da comunidade do fitoplâncton.

As variações no nível da água, importantes para a regulação da alternância entre águas claras e turvas e de dominância por macrófitas e fitoplâncton (SCHEFFER e JEPPESEN, 2007), se têm seu padrão alterado pode implicar na compressão vertical do nicho das macrófitas (RORSLETT, 1984) e, conseqüentemente, reduzir os seus efeitos sobre as cianobactérias (SACHSE *et al.* 2014), favorecendo a persistência de espécies dominantes de fitoplâncton (O'FARRELL *et al.*, 2011). Alterações no padrão de variação do nível de água, devido às

mudanças climáticas, acentuam vantagem do fitoplâncton sobre outros produtores primários (NÖGES *et al.*, 2003), muito embora a dinâmica dos produtores primários também dependa da ictiofauna presente.

A eutrofização em seu âmbito global é o impacto ambiental que está entre os principais problemas relacionados com a conservação dos recursos hídricos (SMITH e SCHINDLER, 2009), e tem como seu principal protagonista as cianobactérias. O grupo tanto sinaliza as condições de vulnerabilidade do manancial, bem como sua presença por si só é potencialmente prejudicial. Deste modo, é relevante que em estudos de vulnerabilidade à degradação de reservatórios, seja identificado o padrão de ocorrência deste grupo.

2.3 TIPOS DE INFLUÊNCIAS SOBRE A QUALIDADE ÁGUA EM RESERVATÓRIOS E SUAS ESCALAS

Uma vez que a degradação da qualidade da água de reservatórios tem como umas das principais relações as alterações na comunidade fitoplanctônica. Devercelli *et al.* (2015) afirmam que o que torna as alterações no fitoplâncton determinísticas, em sua parcela de correlação, são a espacialidade e fatores em microescala como transparência, condutividade, vegetação e nutrientes.

Para reservatórios, a morfometria também é considerada um dos melhores indicadores para avaliar a qualidade da água, refletindo condições do clima e da bacia hidrográfica (WETZEL, 2001; MAZARIS *et al.*, 2010). Por outro lado, as propriedades da APP podem ser muito úteis para estudos das condições ambientais de reservatórios, dado que estas refletem a química da água em escalas de tempo maiores do que medições instantâneas de amostras de qualidade hídrica (SOININEN e LUOTO, 2012).

Há ainda as influências em macro escala da bacia, bem como o fato de que os ecossistemas aquáticos estão cada vez mais sujeitos a alterações nos padrões de precipitação resultantes das alterações climáticas, bem como ao próprio aquecimento (IPCC, 2007). Em algumas regiões do mundo foram constatadas mudanças no padrão da variação nos níveis dos reservatórios de abastecimento ao longo das últimas décadas, não apenas em escala sazonal (ADRIAN *et al.* 2009; BAKKER e HILT, 2015).

Nem sempre é possível separar essas interações entre os efeitos da qualidade da água e das características regionais sobre os bioindicadores. De acordo com Carpenter, Stanley e Vander Zanden (2011), é um desafio compreender e explicar separadamente as causas e consequências de um determinado estado de um reservatório.

Haja vista a relação não linear entre morfometria do manancial e o uso e cobertura e as características limnológicas, muitas vezes a correlação entre esses fatores não é identificada, porém não significa que não exista relação. Em alguns casos é preciso avaliar os efeitos em separado. Katsiapi *et al.* (2012), só conseguiram identificar o efeito da morfometria sobre a qualidade da água após remover o efeito direto do uso do solo.

O uso do solo pode levar à eutrofização de reservatórios devido ao efeito combinado da morfometria, características de captação e capacidade de armazenamento de água, aumentando a erosão do solo, as cargas de nutrientes no escoamento superficial (YANG *et al.*, 2008; BERHANE *et al.*, 2016).

A concentração de nutrientes no Rio Mississippi aumentou substancialmente ao longo do último século devido às mudanças no uso do solo e no clima (HOUSER e RICHARDSON, 2010). Em longo prazo, os tipos do uso do solo são suscetíveis em afetar características morfológicas e bioquímicas das águas doces, sendo as áreas agrícolas e urbanas reconhecidas como a principal fonte de aporte de nutrientes em lagos e reservatórios (CARNEY, 2009).

Não só a qualidade, mas a disponibilidade hídrica também pode ser afetada pelo uso e cobertura do solo. Em um estudo sobre impacto da mudança do uso do solo e variações climáticas sobre as vazões de entrada anuais para o Reservatório de Miyun, Beijing, China, a redução do rendimento hídrico esteve estreitamente relacionada com o aumento da evapotranspiração real, devido à expansão das florestas e à redução das áreas agrícolas e pastagens, sendo provavelmente exacerbada pelo aumento do consumo de água para uso doméstico e industrial na bacia (ZHENG *et al.*, 2016).

Na França, os órgãos reguladores reduziram, consideravelmente, fontes pontuais de poluição por esgotos domésticos e industriais ao longo dos últimos 30 anos na bacia do Sena-Normandia, e atualmente a principal causa da deterioração ecológica das massas de água é a poluição difusa (EVEN *et al.*, 2007). Em um estudo dos efeitos de tempestades no escoamento de nitrogênio e fósforo em duas pequenas bacias da China, observou-se que a carga de nutrientes derivada de fontes não pontuais foi responsável por mais de 95% da poluição total (CUI *et al.*, 2015).

O nitrogênio trazido para as bacias hidrográficas por meio de atividades antrópicas é eliminado para a atmosfera ou retido no solo durante o deslocamento através da rede hidrográfica, antes de chegar ao mar (ROMERO *et al.*, 2016). A retenção de nitrogênio em regiões áridas e semiáridas pode estar relacionada com características climáticas e hidrológicas (SCHAEFER e ALBER, 2007; HOWARTH *et al.*, 2012;), ou com o uso do solo e da água (PACHECO *et al.*, 2015; PACHECO e SANCHES FERNANDES, 2016).

A não linearidade das relações dos fatores que alteram a qualidade da água nas suas diversas escalas exige a busca de inferências sobre as influências locais, em meso e macroescalas.

2.4 ESTUDOS INTEGRADOS DE QUALIDADE DE ÁGUA E USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

Os distúrbios antropogênicos para o ambiente podem comprometer serviços valiosos do ecossistema, incluindo a provisão de água potável. Esses distúrbios diminuem a qualidade da água, potencialmente aumentando os custos de tratamento para a produção de água potável (CUNHA *et al.*, 2016). Neste sentido, tem-se verificado a realidade brasileira diante da necessidade de restauração de cursos de água sujeitos a áreas urbanizadas (MACEO *et al.*, 2011).

Atualmente no Brasil, os usos e a cobertura do solo já vêm sendo aplicado como indicador do estado ecológico de ecossistemas aquáticos em macro, meso e microescalas avaliando sua correlação com bioindicadores (SILVA *et al.*, 2010; MOLOZZI *et al.*, 2011; CALLISRO *et al.*, 2012; FERREIRA *et al.*, 2012; CALLISTO e GRAÇA, 2013; GONÇALVES e CALLISTO, 2013; LIGEIRO *et al.*, 2013).

Além das concentrações de nutrientes, outras variáveis como, por exemplo, hidrologia, uso do solo e interações bióticas também podem ser incluídas como variáveis explicativas. Entretanto, a variabilidade das situações encontradas nas bacias hidrográficas e/ou os métodos e modelos utilizados levam a conclusões diversas.

Carneiro *et al.* (2014), compararam um conjunto de modelos a priori (que incluíam variáveis locais, morfológicas e de paisagem) com relação à sua capacidade de prever a concentração de clorofila-a em 21 reservatórios do Brasil central. Em contraponto aos estudos recentes que indicam a importância dos preditores paisagísticos, os pesquisadores encontraram uma preponderância de fatores locais na determinação da concentração de clorofila-a e que o controle de fontes de fósforo em reservatórios tropicais é tão importante quanto em ecossistemas temperados. Neste estudo, a variação na concentração de clorofila-a indicou relação positiva com a concentração total de fósforo e profundidade. Ao mesmo tempo, detectou-se uma incerteza substancial em relação ao melhor modelo, sugerindo que outros estudos deveriam se concentrar em modelar explicitamente a variação na força das relações entre clorofila-a e variáveis explicativas.

Resultados semelhantes foram encontrados em um estudo realizado em uma planície de inundação no Brasil Central. Tanto a área do lago quanto o nitrogênio total, efeitos diretos dos fatores ambientais locais, explicaram as concentrações de clorofila-a (LOURES-MARCIONÍLIO *et al.*, 2016). Já Borges *et al.*, (2016), avaliaram os efeitos dos componentes ambientais locais e paisagísticos sobre a concentração de clorofila-a de córregos oligotróficos no Cerrado com grande quantidade de vegetação nativa remanescente. Encontraram que apenas as variáveis locais (condutividade e turbidez) foram importantes para explicar a variação da clorofila-a. Porém a conclusão foi que a vegetação nativa na bacia, bem preservada, acaba por reter o efeito direto da paisagem sobre a qualidade hídrica e as variáveis locais (parâmetros de qualidade de água independentes) que influenciam de forma estatisticamente mais clara nas concentrações de clorofila.

Muitos trabalhos no Brasil já apontam para a necessidade de considerar a influência indireta da paisagem, das atividades e ocupações antrópicas, considerando-se e o maior conjunto possível de fatores de vulnerabilidade para a degradação hídrica nas diversas escalas. Cunha *et al.* (2016), avaliando a influência do uso do solo na qualidade da água de superfície e nos custos de tratamento para abastecimento de água potável no Estado de São Paulo, encontraram uma qualidade significativamente melhor da água nas bacias hidrográficas florestadas. Na avaliação do uso do solo e degradação na qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Peixe-Boi (PA, Brasil), constatou-se que as piores condições de qualidade da água podem estar relacionadas com as áreas de uso e ocupação irregulares dentro das APPs (PEREIRA *et al.*, 2016).

A região de inserção da bacia é um fator primordial, assim como observaram Wiegand *et al.* (2016). Os autores compararam o nível de vulnerabilidade à eutrofização entre dois lagos tropicais, sendo um de clima úmido, em Cuba e o outro, no semiárido brasileiro. Considerando que houve similaridade entre os usos do solo nas duas bacias e que, na estação chuvosa, o aporte de nutrientes na bacia úmida foi consideravelmente superior ao da semiárida, o maior estado trófico da bacia semiárida surpreendeu, e a variável que melhor explicou esse fenômeno foi o tempo de residência da água. O elevado tempo de residência na bacia semiárida deveu-se tanto às reduzidas precipitações, quanto à excessiva evaporação da água armazenada no reservatório seco. Concluiu-se que reservatórios semiáridos são mais vulneráveis à eutrofização que os úmidos nos períodos de estiagem e que, portanto, o manejo de suas bacias deve ser mais restritivo à produção de nutrientes.

Desta forma, podem-se encontrar alguns estudos no Nordeste brasileiro sobre a temática. Em três reservatórios do Ceará foi identificada alta vulnerabilidade à eutrofização pelas

susceptibilidades à erosão, alta carga poluidora principalmente pela pecuária extensiva na região e baixa profundidade relativa dos reservatórios (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007). Especificamente em Pernambuco foi realizado um estudo na bacia hidrográfica do Rio Brígida, que ressalta a exploração intensa dos recursos naturais com um avanço na degradação entre 1985 e 2001 (LOPES *et al.*, 2010).

Foram avaliadas medidas do potencial de re-oligotrofização do reservatório de Itaparica, Sertão do Estado, em relação às principais vias de contaminação, como a exportação da bacia (bioma caatinga), o uso do solo na bacia hidrográfica (irrigação), aquicultura no reservatório, afluência, mineralização de solos inundados e vegetação, e lixiviação dos sedimentos litorais dessecados periodicamente. A eutrofização do reservatório foi quantificada para as fontes internas de fósforo (influxo, mineralização de solos inundados e vegetação, aquicultura em tanques-rede) e externas (agricultura, emissões da caatinga natural e comunidades rurais) (GUNKEL e SOBRAL, 2013).

Inúmeras atividades humanas ameaçam a integridade biótica e a biodiversidade em sistemas aquáticos do Brasil semiárido, como a extração de areia e minério e práticas de uso do solo que alteram a vegetação ripária das massas de água, a introdução de espécies exóticas de plantas e animais e a retirada da vegetação. As estiagens atípicas do nordeste brasileiro, aliadas aos padrões atuais de mudanças climáticas globais, são muito prováveis de intensificar as condições semiáridas. Portanto, esforços efetivos de conservação e manejo nesta região precisam começar por gerar conhecimento sobre os processos que mantêm integridade dos ecossistemas aquáticos (BARBOSA *et al.*, 2012).

A busca cada vez maior de conexões entre os problemas regionais e locais que influenciam a qualidade da água em mananciais tanto contribui para o aperfeiçoamento de estudos desta natureza, bem como produz argumentos técnicos relacionados com as normas de uso e ocupação do solo, para a manutenção da qualidade ambiental.

3 ANÁLISE INTEGRADA DA QUALIDADE AMBIENTAL E A VULNERABILIDADE À DEGRADAÇÃO DO RESERVATÓRIO DE PIRAPAMA

3.1 INTRODUÇÃO

A avaliação e a caracterização de atributos que influenciam a qualidade da água são importantes para estudos de qualidade ambiental de reservatórios (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008). O uso e ocupação do solo de forma desordenada têm provocado a degradação dos corpos de água (DUPASA *et al.*, 2015, MENEZES *et al.*, 2016). Em longo prazo, os usos do solo podem afetar as características morfológicas e bioquímicas de reservatórios, o que se agrava com as mudanças no clima (CARNEY, 2009, HOUSER e RICHARDSON, 2010).

Não é linear a relação entre os fatores regionais, locais e a qualidade dos corpos de água, o que torna um desafio separar seus efeitos sobre a qualidade hídrica (CARPENTER *et al.*, 2011). Neste contexto, uma abordagem ambiental e integrada no estudo dos corpos de água, em escala regional e local, utilizando-se inclusive de Sistemas de Informação Geográfica (SIGs), permite capturar padrões que tornam os recursos hídricos vulneráveis à degradação.

Objetivou-se realizar uma análise integrada da qualidade hídrica do reservatório de Pirapama considerando diferentes escalas de influência. Além de contribuir com a maior parcela para o abastecimento da Região Metropolitana do Recife (RMR) - PE, Pirapama caracteriza-se pela ocupação urbana e industrial em sua bacia hidrográfica, por áreas cultivadas com cana-de-açúcar, policultura, além de remanescentes de Mata Atlântica. O Rio Pirapama recebe efluentes da indústria química, sucroalcooleira, bebidas, minerais não-metálicos, mecânica, produtos alimentares, têxtil, matéria plástica e borracha (PERNAMBUCO, 2007).

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

A área de estudo abrange o reservatório de Pirapama (Figura 1) e suas áreas de influência. O reservatório é resultado do barramento do Rio Pirapama, perene e situado no Grupo de Bacias de Pequenos Rios Litorâneos 2 - GL2 do Estado de Pernambuco. A área a montante da barragem é de 312 km², e possui vazão média de 9,41 m³/s (CPRH/DFID, 1999). Com 7,1 km² de espelho de água e 60.937.000 m³ de capacidade, sua construção foi finalizada em 2011, e atualmente abastece a RMR com vazão de até 5,13 m³/s (PERNAMBUCO, 2012).

As precipitações na região do reservatório, mesorregião da Zona da Mata, têm média de 2300 mm no litoral a 1300 mm próximo à nascente do rio, com período chuvoso de março a julho

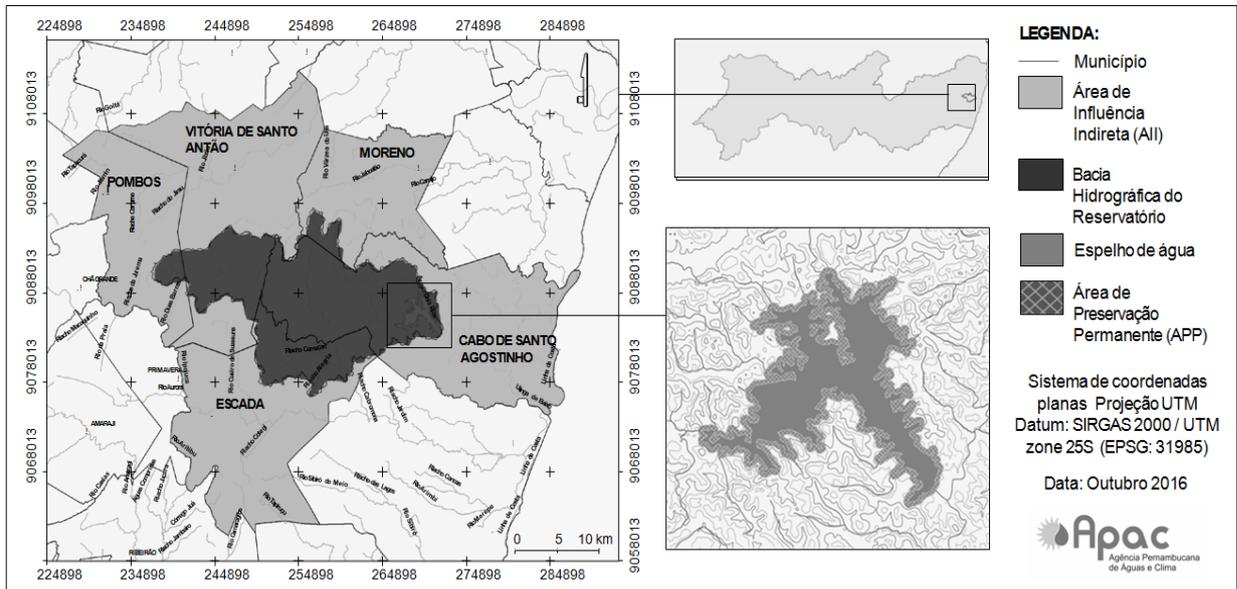


Figura 1 - Localização do reservatório de Pirapama no Estado de Pernambuco (FONTE: APAC/2016).

3.2.2 Dados pluviométricos, fluviométricos e qualidade da água

As estações pluviométricas consideradas no estudo foram as de Pombos (Cod. ANA: 835137), Vitória de Santo Antão (Cod. ANA: 835068), Escada (Cod. ANA: 835022) e Pirapama (Cod. ANA: 835138). Uma vez que inexistem dados exatos de retirada de água para abastecimento e das vazões liberadas pelo reservatório em estudo, foi estimado o seu índice de regularização (IR) através da razão entre a capacidade de armazenamento e a vazão média afluente, com base na estação fluviométrica da destilaria INEXPORT (Cod. ANA: 39195000).

Para a análise da água foram obtidos junto à Agência Pernambucana de Águas e Clima - APAC dados (Tabela 1) de 3 estações de amostragem: Zona de Rio - ZR (25L 267697 E / 9086907 S); Zona Intermediária - ZI, entre as regiões lótica e lântica (25L 269219 E / 9085946 S) e Zona de Barragem - ZB (25 L 271526 E / 9083809 S), junto ao barramento (Figura 2) . As amostragens foram mensais no período chuvoso de mai/16 a jul/16 e no período de estiagem de out/16 a dez/16. Essas amostras representam uma média entre 4 profundidades coletadas: superfície, a 50%, 1% de luminosidade e na profundidade máxima.

Tabela 1 - Parâmetros analisados e respectivas metodologias.

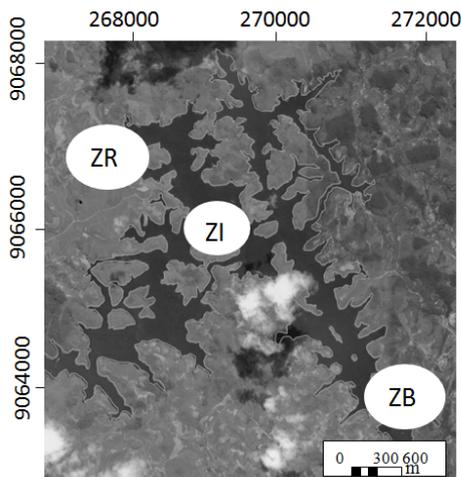


Figura 2 - Localização das estações de amostragem de qualidade de água.

PARÂMETROS	UNIDADE	METODOLOGIA DE ANÁLISE
Temperatura da água	°C	SMEWW 2550-B
Condutividade Elétrica	µS/cm	SMEWW 2550-B
Transparência	m	Disco de Secchi
DBO	mg O ₂ / L	SMEWW 5210-B
DQO	mg O ₂ / L	SMEWW 5220-D
Fósforo total	mg P / L	SMEWW 4500-P-E
Nitrogênio Amoniacal	mg N-NH ₃ / L	4500-NH ₃ -F
Nitratos	mg N-NO ₃ / L	SMEWW 4110-B
Nitritos	mg N-NO ₂ / L	SMEWW 4110-B
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ / L	SMEWW 4500-O-G
pH	---	SMEWW 4500-H+-B
Sólidos totais	mg / L	SMEWW 2540-B
Turbidez	UNT	SMEWW 2130-B
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100mL	SMEWW 9223-B
Fitoplâncton	ind/ml	Quantitativo - Utermöhl (1958) / Qualitativo – Literatura Clássica
IET	---	LAMPARELLI (2004)

Para o fitoplâncton, considerou-se dominante a espécie com densidade superior a 50% do total na amostra, abundante aquela com valor maior que a média da densidade total do monitoramento, e descritoras as espécies com 5% da densidade total da amostra. Foi aplicado o índice de diversidade de Shannon – Wiener (Townsend, 2006). Foram obtidos históricos de cianobactérias, do Índice de Estado Trófico – IET, Índice de Qualidade de Água – IQA, segundo metodologia da CETESB (2015), adotada pela APAC, e de acumulação de volume de água no reservatório junto à esta agência.

Realizou-se a análise das Componentes Principais (ACP) utilizando-se o programa Statistica (StatSoft ®), módulo análise das componentes principais, estabelecendo-se determinar como ativas as variáveis com correlações superiores a 0,5 para com os fatores. A associação entre as espécies e as variáveis ambientais foi avaliada com a Análise de Correspondência Canônica (ACC) de gradiente direta e interpretação via a regra do biplot, com o programa CANOCO for Windows 4.5 (TER BRAAK e SMILAUER, 1998).

3.2.3 Uso e ocupação do solo

Para o uso, ocupação e cobertura do solo foram obtidas junto à APAC informações sobre o estado atual da região nas Áreas de Preservação Permanente (APP) do reservatório - faixa de 100 m a partir da cota máxima, em sua Área de Influência Direta (AID) - área com raio de 500 m e Área de Influência Indireta (AII) - conjunto de municípios que integram a área de drenagem do reservatório. A população total daqueles municípios é de 491.589 habitantes, sendo a população rural que influencia diretamente de 17.242 habitantes (IBGE, 2011).

Para AII, utilizaram-se produtos de análise fornecidos pela APAC de imagens do Satélite SENTINEL-2^a, Ref.:V20160618T090211 (Data: 17/06/2016; Zona: 25MBM; Cobertura de nuvens: 29%) e Ref.:V20160618T090037 (Data: 17/06/2016; Zona 25LBL; Cobertura de nuvens: 14,7%). Para a análise da APP e da AID dos reservatórios, utilizaram-se imagens do Satélite GEOEYE-1, Ref.: 20300101E9600700 (Data: 23/09/2011; Cobertura de nuvens: 1,3%) e Ref.: 20300101E9853800 (Data: 26/03/2012; Cobertura de nuvens: 5,1%).

Os produtos obtidos com a APAC consistiram de classificação das imagens e quantificação das classes de uso e cobertura do solo através da utilização de técnicas de geoprocessamento, com método assistido ou supervisionado, além do mapeamento e visitas de campo em nov/2015 para a AID. Para a definição das regiões de interesse recorreu-se ao algoritmo/método de crescimento de regiões, que considera a similaridade espectral dos pixels adjacentes. A fim de corrigir e melhorar a classificação supervisionada a APAC utilizou o índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI – *Normalized Difference Vegetation Index*). Foi ainda utilizada a ferramenta “slope” do software ArcGis da ESRITM versão 9.3, para processamento do Modelo Digital do Terreno (resolução espacial de 30 m, fonte: SRTM).

3.2.4 Vulnerabilidade à erosão na bacia hidráulica e ao assoreamento no reservatório

Para caracterizar o potencial de produção de sedimentos na bacia de contribuição do reservatório, utilizou-se metodologia da RUSLE - *Revised Universal Soil Loss Equation* – (BORTOLOZZO, 2001), detalhada no Anexo I, para obtenção da taxa de perda anual de solo em ton/ha/ano. A RUSLE foi aplicada em ambiente SIG e obteve-se também uma média da perda anual de solo na bacia. Classificou-se o nível de vulnerabilidade conforme valores de perdas de solo (t/ha/ano) descrito em Carvalho (1994).

Foram consideradas as orientações da Agência Nacional de Águas (ANA, 2013) para obtenção do Nível de Criticidade (NC) ao assoreamento (Anexo II).

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Qualidade de água

Uma vez que ainda não há estudo de enquadramento com base na Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), o rio é considerado Classe II em sua totalidade para a referida resolução.

O reservatório, que teve tempo de residência estimado em 69 dias, esteve vertendo durante os meses chuvosos. A temperatura da água esteve acima de 29° C em todas as estações no período de estiagem (Figura 3), estando mais reduzida nos meses chuvosos (Média: 27,8°C). As concentrações de oxigênio dissolvido - OD (Máx.: 8,17 mg O₂/L; Mín.: 4,64 mg O₂/L) foram mais elevadas no primeiro mês do período chuvoso na ZR, onde também se registrou o menor valor nos meses de estiagem. O pH esteve com valores próximos a neutro, sendo que durante a estiagem obteve-se valor de 8,25 na ZB.

Os valores de DBO₅ e DQO elevaram-se no período de estiagem nas três zonas de amostragem, sendo que o último parâmetro caracterizou-se por maior amplitude entre os dois períodos. A condutividade elétrica (CE) também aumentou no período de estiagem para as três zonas de amostragem. Já a turbidez da água teve valores mínimos registrados durante a estiagem, para a ZB e para a ZI, sem variação significativa na ZR entre os dois períodos.

Os sólidos totais (ST) estiveram com concentrações mais altas no período de estiagem para a ZR (Média: 80,6 mg/L; Desvio Padrão: 11,4) e a ZI (Média: 73,6 mg/L; Desvio Padrão: 7,3), ao passo que na ZB o valor máximo (102,7 mg/L) foi medido no período chuvoso no mês de julho. O fósforo total teve valores máximos para a ZI e ZB, no período chuvoso, porém não ultrapassaram os limites para classe II da Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005).

Os Nitratos e Nitritos caracterizaram-se por valores mais elevados na ZR no início das coletas do período chuvoso (Máx.: 0,67 mg N-NO₂/L; Máx.: 0,58 mg N-NO₃/L), em conformidade com a resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) para Classe I. Já para o nitrogênio amoniacal, obteve-se valores máximos na ZB durante o período chuvoso, estando, entretanto, em conformidade com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), dado que há valores máximos limites para diferentes pHs.

As concentrações de *Escherichia coli* foram maiores no período de chuvoso para as três zonas coletadas, com destaque para a ZR (média: 326,8 NMP/100mL) e a ZB (média: 1224,4 NMP/100mL). Durante o ano de 2016 as águas do reservatório estiveram ultraoligotróficas, estado de qualidade mais frequente segundo o histórico de dados (Tabela 2). O histórico também permitiu constatar-se que na maioria das vezes em que o reservatório esteve eutrófico o volume de água havia atingido 100% da capacidade do reservatório (Tabela 2). Conforme histórico do IQA, as águas do reservatório sempre estiveram em condições boas ou ótimas.

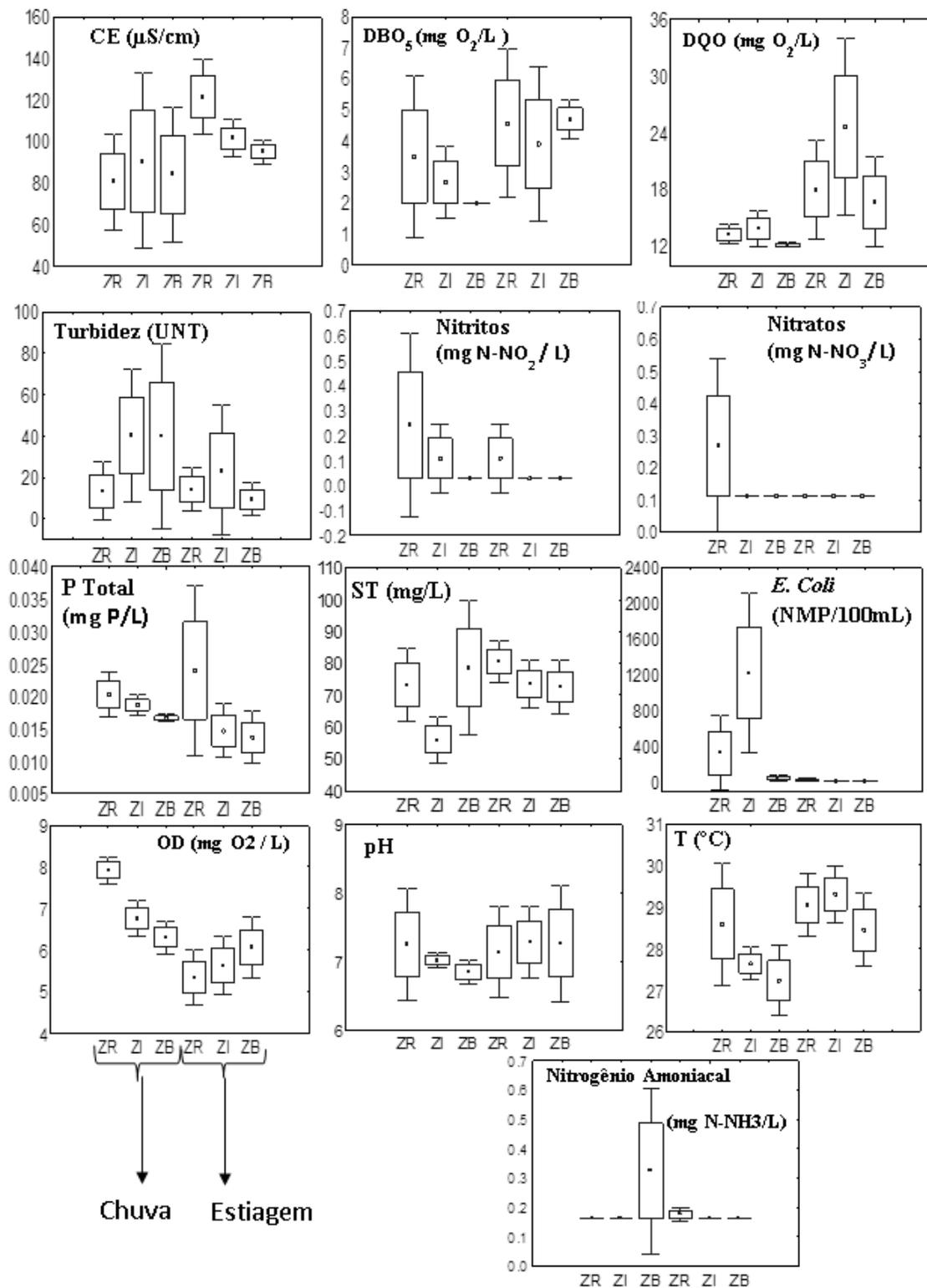


Figura 3 – Variação espaço-temporal dos parâmetros de qualidade de água analisados, baseados na média e desvio padrão entre os meses chuvosos e de estiagem, separadamente para o reservatório de Pirapama.

Tabela 2 - Histórico do IET e da variação do volume no reservatório obtidos junto a APAC.

MESES DE ESTIAGEM	IET	% VOLUME	MESES CHUVOSOS	IET	% VOLUME
Ago-05	Ultraoligotrófico	97.28	Mai-05	Ultraoligotrófico	94.25
Set-05	Mesotrófico	100.75	Jul-05	Eutrófico	101.94
Out-05	Mesotrófico	100.53	Mar-06	Eutrófico	80.43
Nov-05	Eutrófico	98.26	Mai-06	Oligotrófico	83.63
Dez-05	Eutrófico	100.64	Jul-06	Mesotrófico	100.21
Jan-06	Supereutrófico	98.26	Mar-07	Ultraoligotrófico	89.91
Set-06	Oligotrófico	97.72	Mai-07	Ultraoligotrófico	100.1
Nov-06	Ultraoligotrófico	88.61	Mar-08	Mesotrófico	100.1
Jan-07	Ultraoligotrófico	92.95	Mai-08	Ultraoligotrófico	101.18
Jan-08	Mesotrófico	100.21	Jul-08	Eutrófico	102.27
Dez-08	Mesotrófico	92.08	Mar-09	Ultraoligotrófico	99.23
Jan-09	Mesotrófico	77.28	Mai-09	Mesotrófico	103.03
Set-09	Mesotrófico	100.64	Jul-09	Mesotrófico	101.4
Nov-09	Ultraoligotrófico	96.2	Mar-10	Mesotrófico	100.21
Jan-10	Eutrófico	100.75	Mai-10	Eutrófico	101.18
Set-10	Mesotrófico	101.62	Jul-10	Ultraoligotrófico	102.38
Nov-10	Mesotrófico	98.91	Mar-11	Ultraoligotrófico	82.87
Set-11	Ultraoligotrófico	101.51	Jul-11	Ultraoligotrófico	104.33
Nov-11	Ultraoligotrófico	99.78	Mar-12	Supereutrófico	80.34
Dez-12	Mesotrófico	44.59	Jul-12	Eutrófico	75
Out-16	Ultraoligotrófico	96.52	Mai-16	Ultraoligotrófico	96.52
Nov-16	Ultraoligotrófico	88.29	Jun-16	Ultraoligotrófico	88.29
Dez-16	Ultraoligotrófico	78.71	Jul-16	Ultraoligotrófico	78.71

A ACP agrupou no Fator 1 (28,63% de explicabilidade) o mês de maio, primeiro mês chuvoso, em função da série nitrogenada e do OD, principalmente na ZR, onde houve aumento expressivo nas concentrações destas variáveis (Figura 4). A ACP também agrupou a maioria das amostragens do período chuvoso em função do Fator 2 (15,6 % de explicabilidade), com destaque para a correlação da CE (0,94), a qual esteve com concentrações mais baixas neste período.

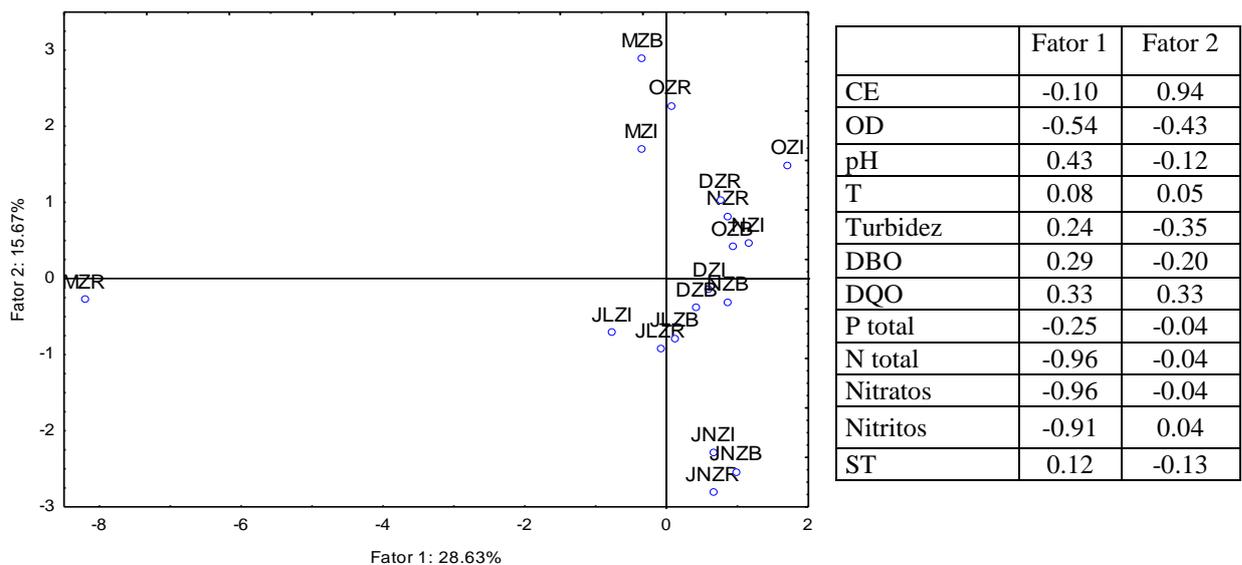


Figura 4 – Análise de componentes principais para as variáveis físicas e químicas analisadas (M-Maio, JN- Junho, JL-Julho, O-Outubro, N-Novembro e D-Dezembro).

Os dados de fitoplâncton obtidos junto a APAC foram analisados e obteve-se que a variação qualitativa (riqueza) no sistema foi de 20 a 46 espécies por classe. A divisão Cyanophyta foi principal grupo (211018,35 ind.mL⁻¹), seguido por Chlorophyta (16374 ind.mL⁻¹), Cryptophyta (8929 ind.mL⁻¹), Euglenophyta (3007 ind.mL⁻¹), Bacillariophyta (2789 ind.mL⁻¹) e Dinophyta (220 ind.mL⁻¹).

Nos meses chuvosos, quando o reservatório esteve vertendo, registraram-se os menores valores de diversidade (Figura 5), com dominância da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya e Subba Raju. No início da estiagem houve abundância da espécie *Rhodomonas lacustres* Pascher et Ruttner, cuja densidade reduziu gradativamente até o mês de dezembro, quando *Botryococcus braunii* Kütz foi dominante na ZB.

Ainda foram abundantes Indivíduos da ordem Chlorococcales, as espécie *Desmodesmus* sp. e *Crucigenia tetrapedia* (Chlorophyta), *Trachelomonas volvocina* (Euglenophyta) e *Cyclotella* sp. (Bacillariophyta).

A contagem de cianobactérias em células/ml, de acordo com a Portaria n° 2.914/2011 (BRASIL, 2011), indicou a dominância das espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Pseudanabaena catenata* no reservatório.

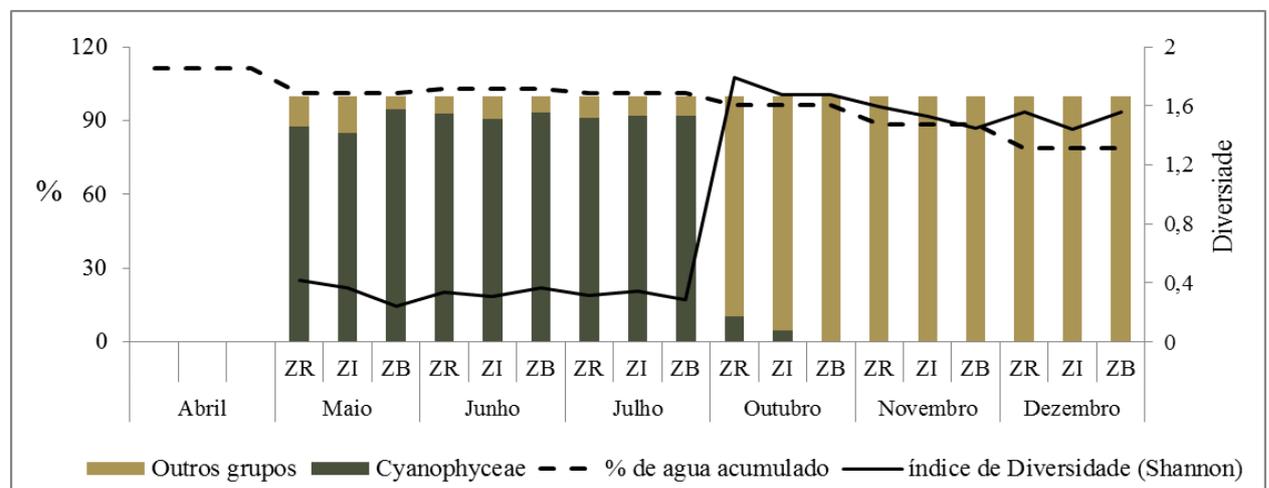


Figura 5 - Variação do índice de diversidade de Shannon, do volume de água e do percentual da densidade de cianobactérias em relação a densidade total dos outros grupos fitoplanctônicos no ano de 2016 no reservatório de Pirapama.

Conforme histórico de dados obtido, observaram-se varias ocasiões onde a relação entre densidade de cianobactérias e o volume do reservatório (Figura 6) foi diretamente proporcional, para aumentos de volume que se aproximaram ou atingiram a capacidade máxima de acumulação. Porém, a estrutura da comunidade fitoplanctônica, também se caracterizou pelo

favorecimento de cianobactérias quando ocorreu redução de volume de água abaixo de 50% da capacidade de acumulação.

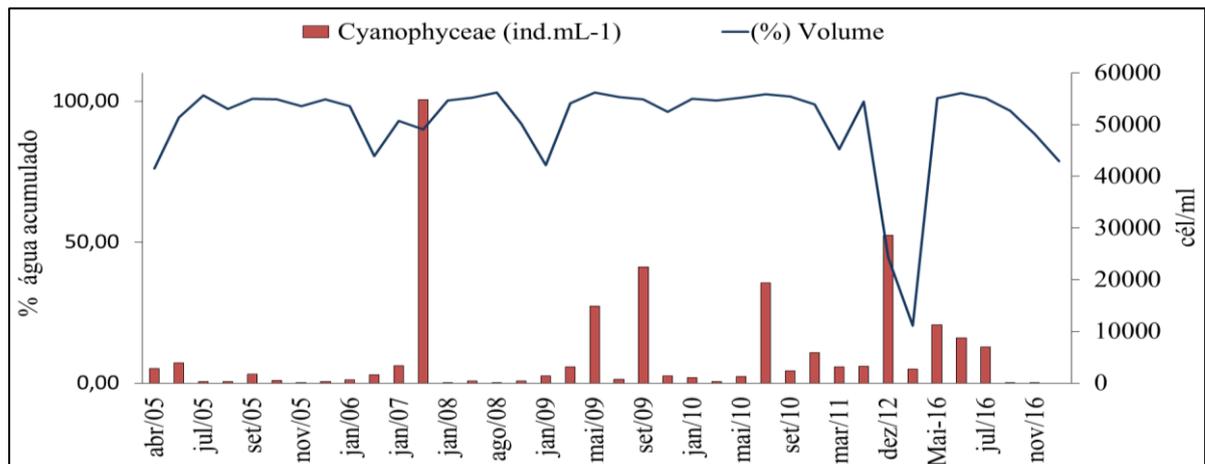


Figura 6 - Histórico da variação da densidade de cianobactérias e do volume de água no reservatório de Pirapama.

Para a ACC (Figura 7), os Testes de Monte-Carlo (1º Eixo - $F=9,6$, $P=0.006$; Todos os Eixos - $F= 3,6$, $P=0.006$) revelaram relações significativas. Não considerando as variáveis ambientais, o eixo 1 explica 49 % da variabilidade dos dados. As variáveis ambientais explicam 71,9% da variabilidade sendo o eixo I com 68,2 % de explicabilidade.

A análise revelou que *C. raciborskii* foi influenciada por taxas mais elevadas do oxigênio, da turbidez e da amônia no período chuvoso, tendo ainda relação moderada com os nitritos no eixo I. A espécie seguiu o padrão proposto por Reynolds *et al.* (2002), sendo favorecida pela baixa disponibilidade de luz, alta concentração de nutrientes, e influenciada também pela turbulência, conforme preconiza Nabout e Nogueira (2007), devido às chuvas e à condição do reservatório, que estava vertendo.

A espécie *R. lacustres* foi abundante no início da estiagem, com o aumento da transparência da água, assim como prevê Reynolds (2006), que descreve a espécie compondo o grupo de C estrategistas, adaptada à plenitude de recursos, luz e nutrientes. A espécie *Trachelomonas volvocina* (Ehrenberg) Ehrenberg, favorecida em ambientes mesotróficos (REYNOLDS, 1997), tornou-se abundante no início do período de estiagem, quando houve redução da concentração de nutrientes. A redução gradativa de nutrientes, conforme padroniza Reynolds *et al.* (2002), refletiu na abundância e na dominância da espécie *B. braunii*.

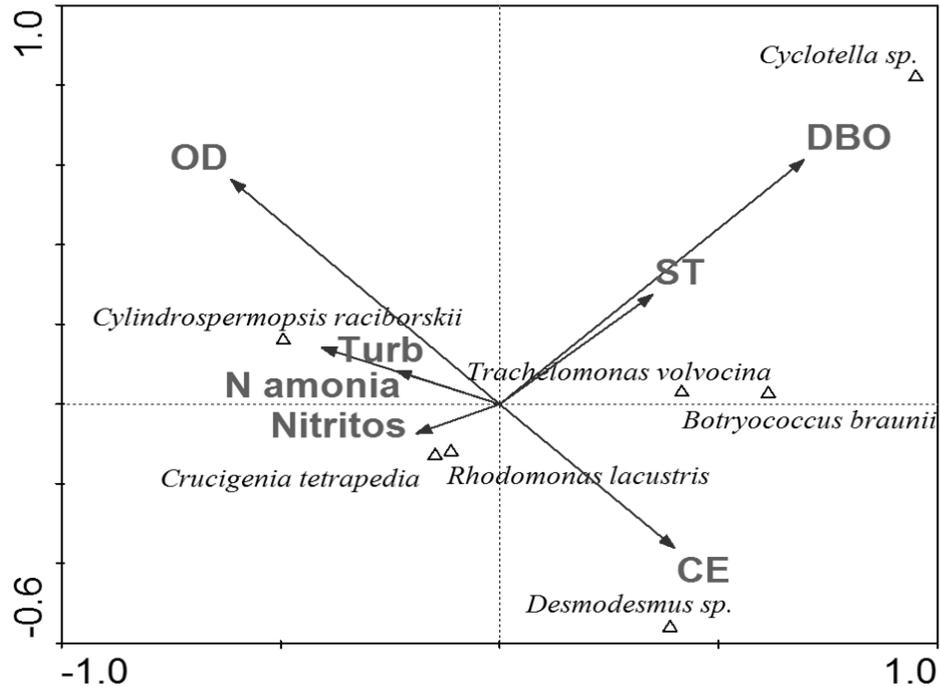


Figura 7 - ACC entre as variáveis ambientais e o fitoplâncton.

3.3.2 Uso e ocupação do solo e geoprocessamento

Na análise das imagens de 26/03/2012, final da época seca do ano, com uma das maiores reduções históricas de volume, denotaram-se manchas relativas a pequenas ilhas descobertas na massa de água, assim como áreas de macrófitas no entorno do reservatório. A localização das ilhas são importantes para se avaliar questões de assoreamento. Os valores observados foram entre 0 e 0,20 para o NDVI, o que demonstra a elevada possibilidade de eutrofização (Figura 8).

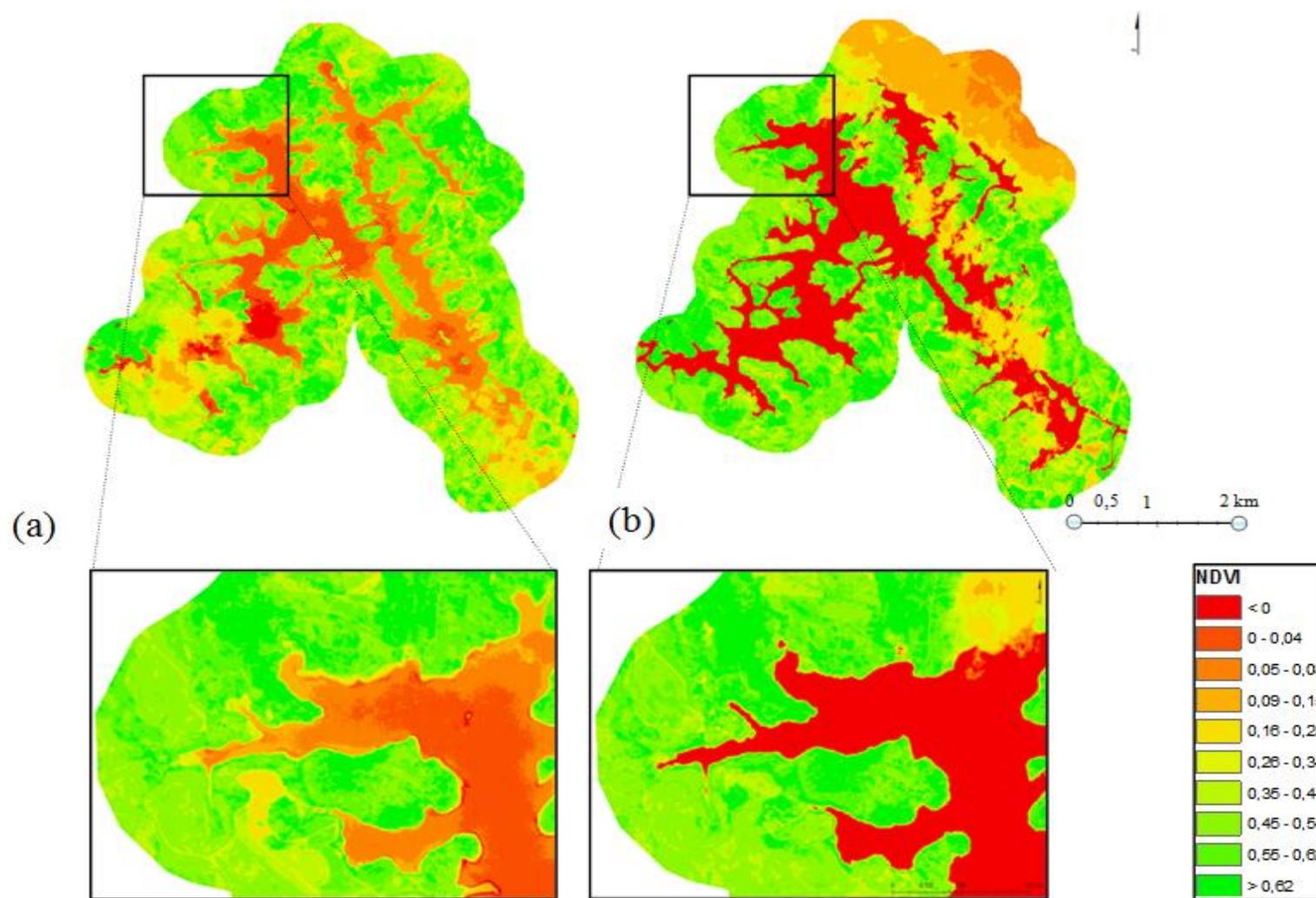


Figura 8 - Comparação do índice NDVI no Reservatório Pirapama em março/12 (a) e em setembro/11 (b).
(Fonte: APAC, 2017)

Quanto ao uso e ocupação do solo, a agricultura atinge a APP e a AID (Figura 9). A maior parte deste cultivo corresponde à cana-de-açúcar, embora também haja policulturas de subsistência. Em visita a campo, o odor percebido denuncia a disposição diretamente sobre o solo do vinhoto gerado nas atividades industriais com a cana-de-açúcar, assim como Moraes *et al.* (2008) constataram por observação e por análise da qualidade da água. A classe de maior quantidade de hectares na AID foi identificada como sendo a de cultivo, a qual, em termos percentuais, possuiu maior representatividade na APP.

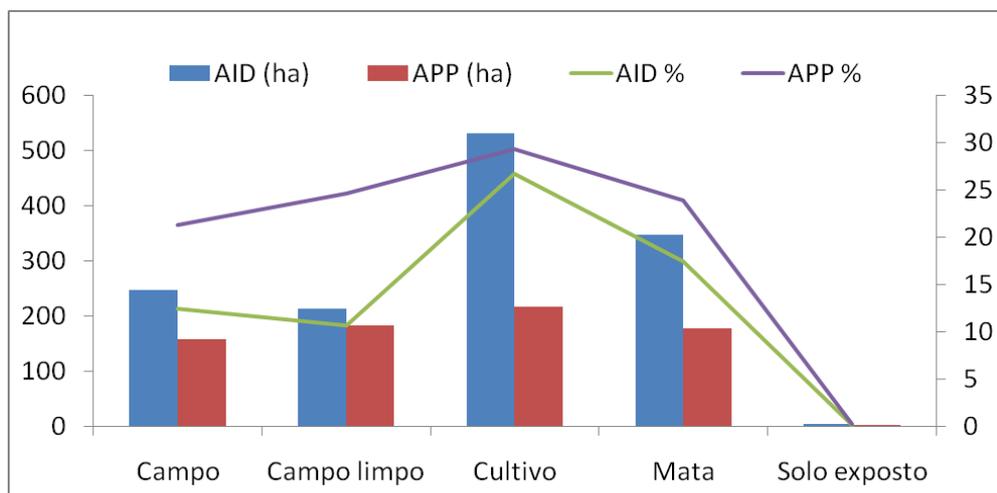


Figura 9 - Uso do solo na AID e na APP do reservatório de Pirapama.

A distribuição espacial vulnerabilidade à erosão (Figura 10) teve média estimada de 191 ton/ha/ano, indicando forte potencial de produção de sedimentos segundo Carvalho (1994). Tomando como base a vulnerabilidade à erosão, e os parâmetros descritos em ANA (2013), Anexo II, verificou-se que a bacia de contribuição tem elevado Nível de Criticidade (NC) ao assoreamento.

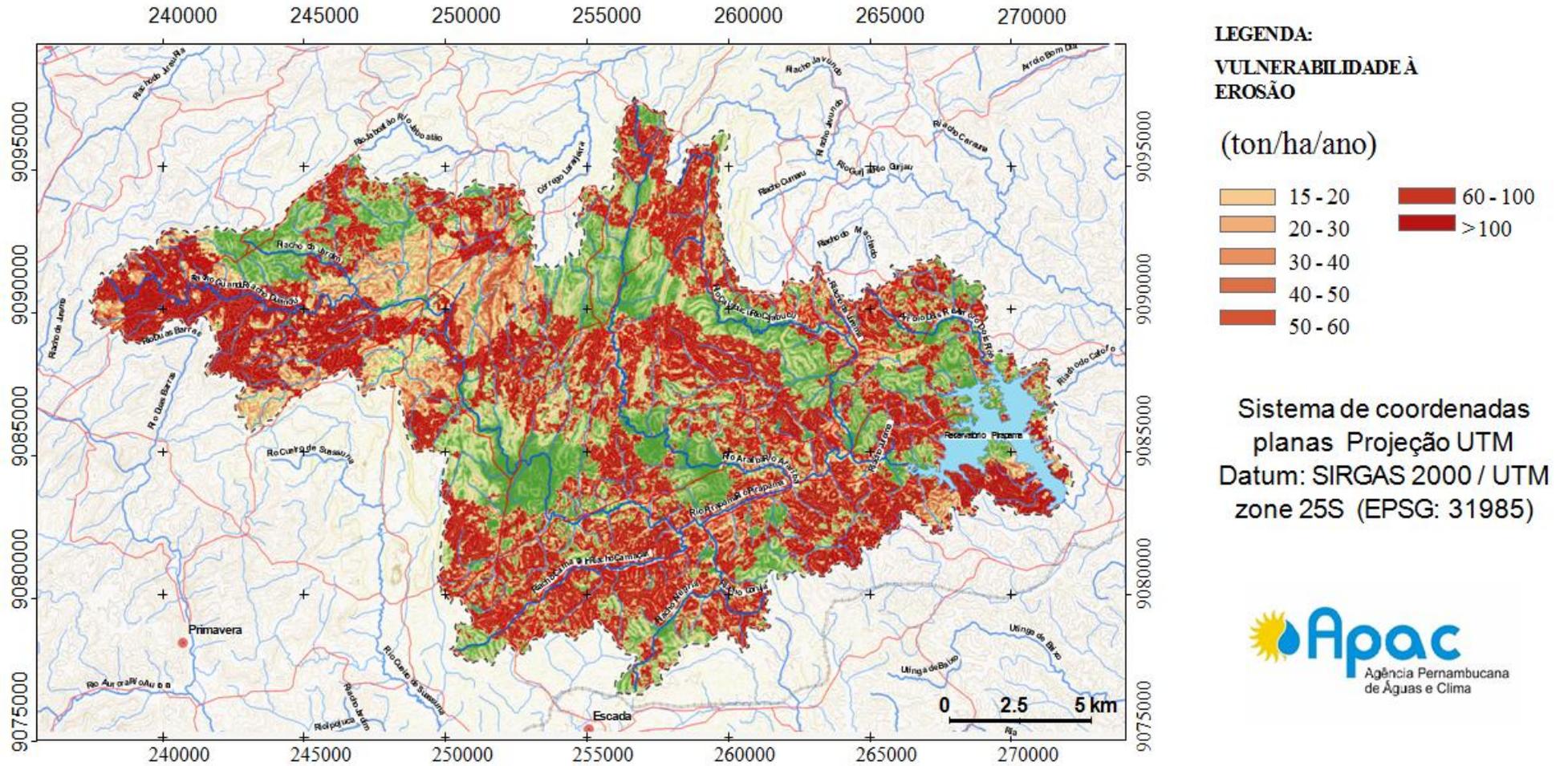


Figura 10 – Potencial de produção de sedimentos na bacia hidráulica do reservatório Pirapama (Fonte: APAC, 2018).

3.4 DISCUSSÃO

Além se manejar os reservatórios através da aplicação de critérios integrados para o desenvolvimento, e do uso a que se destinam, deve-se considerar a sua qualidade ambiental e seus potenciais de degradação. O conhecimento científico dos reservatórios como ecossistemas e suas interações com a bacia hidrográfica é fundamental para o seu gerenciamento (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Fatores ambientais naturais e a forma como se concebe o uso e ocupação do solo podem simplificar a estrutura da comunidade fitoplanctônica, elevando sua produtividade (REYNOLDS, 1988). Obteve-se neste estudo correlação estatisticamente significativa entre as cianobactérias e os compostos nitrogenados, dos quais amônia teve valor máximo na ZB, e nitrito e o nitrato na ZR, conforme análise de correspondência canônica. Esses aumentos de concentração ocorreram no período chuvoso, sinalizando origem de fontes difusas e poluição recente, denunciada pelas máximas concentrações, principalmente de nitrito na zona de rio.

CUI *et al.*, 2015 verificando os efeitos de tempestades no escoamento de nutrientes em bacias, viram que 95% é proveniente de fontes difusas. Do mesmo modo, o aumento das concentrações de *E. coli* nas ZR e ZI em Pirapama durante as chuvas, indica aporte de detritos do continente, assim como encontrou Lemos *et al.* (2010) em reservatório do Rio Grande Do Norte.

O aporte de material alóctone para o reservatório é maximizado pelo elevado potencial de erosão e produção de sedimentos na bacia, aferido neste estudo. Alguns autores já haviam verificado para a bacia do Pirapama que a previsão de erosão por escoamento superficial exibiu um grande rendimento de sedimentos consistente com a precipitação prevista (BRAGA *et al.*, 2013; SANTOS *et al.*, 2003; SANTOS e SILVA, 2005).

No geral o declínio no nível de água aumenta a dominância de cianobactérias em reservatórios (NÖGES e NÖGES, 1999; ROMO *et al.*, 2004; CALLIERI *et al.*, 2014; BAKKER e HILT, 2015; YANG *et al.*, 2016). Todavia, a baixa amplitude térmica da região implica que durante o influxo de nutrientes e sedimentos decorrentes do período chuvoso há um cenário, aliado às condições térmicas, favorável à proliferação de algas. Esse fato pode-se observar também nas regiões tropicais onde as temperaturas mais altas ocorrem em conjunto com o período chuvoso, tornando mais aparente os efeitos do uso do solo na qualidade da água, quando avaliada pela produtividade fitoplanctônica (LEIGH *et al.*, 2010).

Em contrapartida, umas das maiores probabilidades de floração de cianobactérias está relacionada com a presença de áreas cultivadas (LEIGH *et al.*, 2010; MARION *et al.*, 2017),

principalmente se ocorrem nas áreas de AID e na APP, como é o caso de Pirapama. Quanto maior a proporção de área da bacia em relação à área do reservatório, estes podem ser mais vulneráveis a menores porcentagens de uso agrícola do solo (KATSIAPI *et al.*, 2012). Não só a ausência de APP, mas também a presença de cultivo podem estar influenciando na dominância de cianobactérias e sua variação expressiva entre os dois períodos hidrológicos.

Meier, Luoto e Soininen (2015) ao incluir as variáveis da APP em modelos para estudar 100 lagos de cinco bacias hidrográficas na Finlândia observaram que houve aumento da explicabilidade sobre comunidades algais. Prevendo a vulnerabilidade dos reservatórios à má qualidade da água e florações de cianobactérias, Leigh *et al.* (2010) aplicaram um índice baseado na porcentagem de uso agrícola do solo e em características físicas dos reservatórios subtropicais na Austrália, obtendo fortes correlações com o aumento da densidade de cianobactérias.

Ressalta-se que o índice do serviço de coleta e tratamento de esgoto na AII para os anos de 2012 e 2013 foi de 14,1% (SNIS, 2013), inclusive foram aferidos valores máximos de P total, na Zona de Rio, no período de estiagem, o que indica poluição também por saneamento deficiente. Todavia, a vulnerabilidade do reservatório é evidente no período chuvoso, com a dominância de cianobactérias. O alto potencial de produção de sedimentos, o que indica expressivo escoamento superficial na bacia, e a mera presença de cultivo na AID e na APP do reservatório influenciam a em sua degradação. Somado a isto, Gama (2003) identificou relação dos períodos de safra e entressafra, no período chuvoso, com a qualidade da água no reservatório de Pirapama.

É importante compreender os efeitos individuais de cada fator sobre as bacias hidrográficas (WANG *et al.*, 2013). Um desses principais efeitos, atualmente são as flutuações no nível de água resultantes das variações hidrológicas, provocadas pelas alterações do clima (JEPPESEN *et al.* 2014). Um dos efeitos esperados das mudanças climáticas é o favorecimento de cianobactérias nocivas em reservatórios eutróficos (PAERL e HUISMAN, 2008), tanto pela concentração de chuvas em áreas com forte potencial erosivo, bem como pela redução do nível dos reservatórios, provocando concentração de material suspenso e aumentando o tempo de residência da água, intensificando assim a fonte interna de nutrientes.

Neste contexto, o índice vegetativo (NDVI), além de auxiliar na definição da precisão das classes de cobertura, permite confirmar a análise da vulnerabilidade à eutrofização, na medida em que indica a formação de bancos expressivos de macrófitas nas margens, em 2012, época de maior redução de volume historicamente registrada.

A sazonalidade, pulso importante para a diversidade do fitoplâncton, em Pernambuco vem sendo antagonicamente acompanhada pela persistência incomum de cianobactérias (MOURA, *et al.*, 2011), que naturalmente deveriam sofrer processos sucessionais com outras comunidades algais, e certamente a redução de volume é uma das causas. Foi observado em um estudo de três anos para um lago raso do mediterrânico que as colônias da cianobactéria dominante foram maiores com o aumento do tempo de residência da água (ROMO *et al.*, 2012). Mudanças de profundidade hidráulica devido à utilização operacional têm implicações claras sobre suas comunidades bióticas em reservatórios (KENNEDY, 1999).

O reservatório de Pirapama já demonstra um elevado potencial para a ocorrência de florações de cianobactérias. Logo, eventuais anos de chuvas abaixo da média e/ou o aumento progressivo da demanda hídrica, como é o caso de Pirapama, que abastece também um importante complexo industrial, ainda em expansão, podem resultar na persistência de cianobactérias, devido ao conseqüente aumento gradativo do tempo de residência da água no reservatório, que implicaria no acúmulo de nutrientes. Somado a isto, verificou-se aumento em torno de 1°C/década entre 1960 a 2005 para a região de Pirapama (DUARTE, 2009), e cenários climáticos com diminuição dos picos de vazão na sua bacia (SILVA e GALVINCIO, 2009). Outra conseqüência das mudanças climáticas é a concentração de chuvas (ZHANG *et al.*, 2011), aumentando a intensidade pluviométrica, que tem efeito direto sobre a produção de sedimentos na bacia, que por sua vez já tem valores críticos na bacia do Pirapama.

3.5 CONCLUSÕES

Embora, de forma geral, tenha-se constatado uma boa qualidade de água, uma análise integrada da qualidade ambiental do reservatório aponta elevado potencial de vulnerabilidade à degradação. O reservatório possui elevado potencial de assoreamento. A vulnerabilidade também se reflete na dominância de cianobactérias, que ocorre tanto com aumento de volume próximo dos 100% de acumulação decorrente das chuvas, como na redução de volume abaixo de 50%, conforme histórico de dados avaliado.

É evidente que a presença de áreas de cultivo e sua safra na AID e AII, comprometem a qualidade da água, assim como o vinhoto que atinge o curso de água. Deve-se considerar estudos como o de Moraes *et al.* (2008), que buscam definir a alocação ideal do vinhoto ao longo da bacia do Pirapama.

Recomenda-se para os próximos estudos intergrados considerar mais de um reservatório, o que permitiria, dada a suficiência amostral, inferências estatísticas entre o uso e ocupação do solo e a qualidade da água, assim como o fez Catherine *et al.* (2008) e Meier *et al.*, (2015).

Deve-se levar em conta também a variabilidade climática. Bacalhau *et al.* (2016) sugerem cenários para a redução do racionamento com estratégia para lidar com os efeitos das mudanças climáticas na região de Pirapama. Haja vista a alta vulnerabilidade ao assoreamento, este quadro pode ser agravado em decorrência do aumento da intensidade pluviométrica, consequência das mudanças no clima.

4 AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE QUALIDADE AMBIENTAL E DA VULNERABILIDADE À DEGRADAÇÃO DO RESERVATÓRIO DE TAPACURÁ E DOS PROCESSOS QUE O MANTÊM EUTROFIZADO

4.1 INTRODUÇÃO

A hidrologia, clima e uso do solo estão estritamente relacionados com a qualidade da água em mananciais, e o processo de eutrofização, por ter conexão com o aporte de nutrientes, tem na redução de nutrientes a primeira meta para a recuperação dos ecossistemas atingidos (SCHINDLER et al., 2008; WIEGAND, et al., 2016). Entretanto, além da remoção das fontes poluidoras, estudos integrados são importantes para a identificação de fatores difusos e para avaliar a vulnerabilidade da degradação da saúde ambiental do corpo aquático.

Eutrofização trata-se de uma reação em cadeia, que compromete a equilíbrio do ecossistema aquático no que se refere à eliminação de elementos excedentes. A resposta do ambiente será dentre outras, a modificação da sua biota, proporcionando assim a dominância de poucos organismos, provocando o surgimento de superpopulações específicas. Esta dominância, ou co-dominância, no máximo de duas espécies, torna inevitável o desequilíbrio do ecossistema. Segundo Roland (2005), a eutrofização provoca também a “fertilização interna” que se caracteriza pela liberação de compostos dos sedimentos do corpo aquático, os quais se difundem para a água, aumentando o agravante de concentrações de nutrientes no meio.

Avaliar os níveis de eutrofização da água implica em mensurar o enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado com o crescimento excessivo das algas ou com o aumento da infestação de macrófitas aquáticas. Pesquisas visando maior conhecimento desse fenômeno natural, o qual é intensificado por ações antrópicas, são fundamentais para o desenvolvimento de ações de prevenção e melhoria qualitativa de corpos de água (TRINDADE & MENDONÇA, 2014).

Este trabalho objetivou avaliar as condições de qualidade ambiental e da vulnerabilidade à degradação do reservatório de Tapacurá. Uma vez que o reservatório é comprovadamente eutrofizado, pretende-se identificar padrões que contribuem para manter o atual estado de degradação do manancial e apresentar propostas de mitigação para o quadro atual e degradação do reservatório.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de estudo

O Rio Tapacurá é um rio de 5º ordem, segundo o sistema de classificação de Strahler (1957), em relação ao curso de água principal da bacia do Rio Capibaribe (DUARTE et al., 2007). Esta sub bacia do Capibaribe possui uma extensão de cerca de 70 km e ocupa uma bacia de drenagem com 470 km². Como nasce no agreste sub-úmido, a vegetação constitui-se não só de remanescentes da mata atlântica, mas também de caatinga na parte sudoeste da bacia (DUARTE et al., 2007). O Rio Tapacurá percola pelas sedes dos municípios de Pombos e Vitória de Santo Antão, abrangendo ainda áreas de São Lourenço da Mata, Gravatá, Moreno e Chã Grande

O reservatório de Tapacurá (Figura 11) situa-se na zona da mata úmida, região do Capibaribe onde desemboca o Rio Tapacurá. O reservatório é o maior manancial para o abastecimento público da RMR, entretanto não é o que contribui com maior vazão, que é 25% da água consumida (COMPESA, 2016). Localizado no município de São Lourenço da Mata (RMR), constitui o principal barramento do sistema de abastecimento denominado de “Tapacurá”, sendo o maior reservatório de abastecimento da RMR. Este reservatório, construído na década de 70, também integra o esquema de proteção de Recife contra as enchentes do Rio Capibaribe.

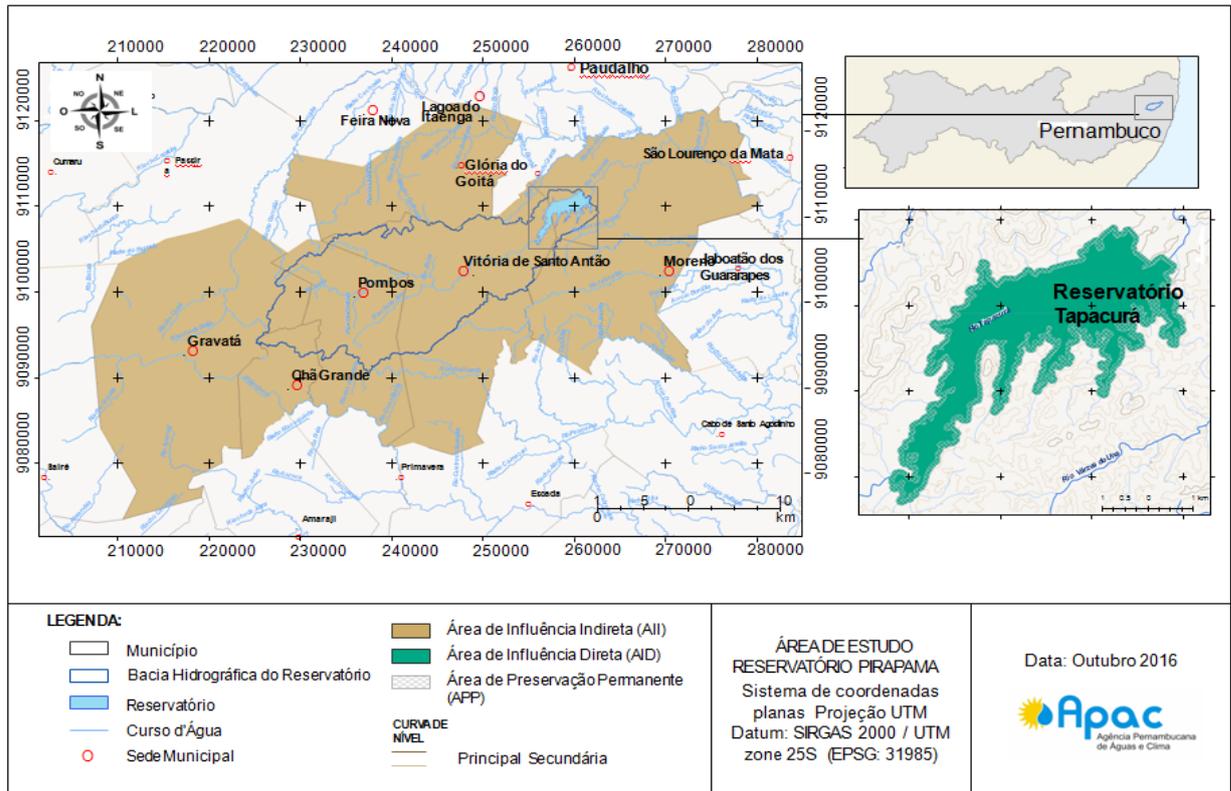


Figura 11 - Localização do reservatório de Tapacurá no Estado de Pernambuco (FONTE: APAC/2016).

Em virtude do contexto geomorfológico em que está inserido, o reservatório é caracterizado pela maior proximidade ao Oceano Atlântico, o clima dominante no local, de acordo com KÖPPEN (1918), é As' (Tropical chuvoso), com temperaturas médias elevadas. A climatologia na região tem valores médios mensais históricos que variam de máximas de 31 °C, no mês de março, a mínimas de 20,5 °C, no mês de julho. A região do Rio Tapacurá é marcada por uma grande variabilidade espaço-temporal da precipitação com valor médio anual de acumulação de 920 mm, possuindo período úmido de março a julho, e de estiagem entre os meses de setembro a janeiro (DUARTE, 2007).

4.2.2 Dados pluviométricos, fluviométricos e qualidade da água

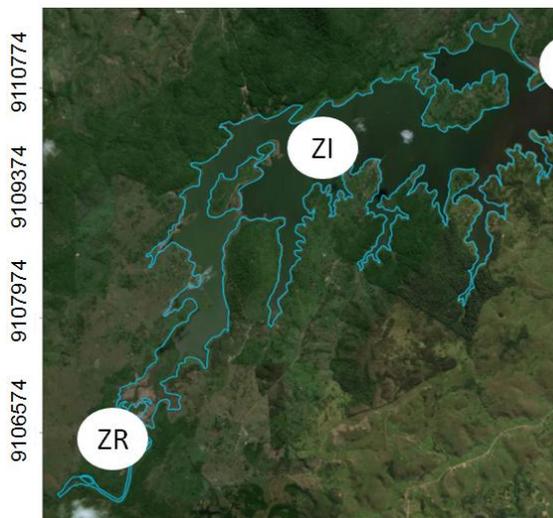
Foram consideradas as estações pluviométricas de Glória do Goitá (Cod. ANA: 835136), Pombos (Cod. ANA: 835137), São Lourenço da Mata II (Cod. ANA: 835048), Vitória de Santo Antão (Cod. ANA: 835068).

Uma vez que inexistem dados exatos de retirada de água para abastecimento e das vazões liberadas pelo reservatório em estudo, foi estimado seu índice de regularização (IR)

através da razão entre a capacidade de armazenamento e a vazão média afluyente, com base nas vazões registradas na estação fluviométrica Vitória de Santo Antão (Cod. ANA: 39170000).

Para a análise da água foram obtidos junto à Agência Pernambucana de Águas e Clima - APAC dados (Tabela 1) de 3 estações de amostragem: Zona de Rio - ZR (25L 256295 E / 9106639 S); Zona Intermediária – ZI, entre as regiões lótica e lântica (25L 258407 E / 911005 S) e Zona de Barragem - ZB (25L 261631 E / 9110978 S), junto ao barramento (Figura 12) . As amostragens foram mensais no período chuvoso de mai/16 a jul/16 e no período de estiagem de out/16 a dez/16. Essas amostras representam uma média entre 4 profundidades coletadas: superfície, a 50%, 1% de luminosidade e na profundidade máxima.

Tabela 2 - Parâmetros analisados e respectivas metodologias.



PARÂMETROS	UNIDADE	METODOLOGIA DE ANÁLISE
Temperatura da água	°C	SMEWW 2550-B
Condutividade Elétrica	μS/cm	SMEWW 2550-B
Transparência	m	Disco de Secchi
DBO	mg O ₂ / L	SMEWW 5210-B
DQO	mg O ₂ / L	SMEWW 5220-D
Fósforo total	mg P / L	SMEWW 4500-P-E
Nitrogênio Amoniacal	mg N-NH ₃ / L	4500-NH ₃ -F
Nitratos	mg N-NO ₃ / L	SMEWW 4110-B
Nitritos	mg N-NO ₂ / L	SMEWW 4110-B
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ / L	SMEWW 4500-O-G
pH	---	SMEWW 4500-H+-B
Sólidos totais	mg / L	SMEWW 2540-B
Turbidez	UNT	SMEWW 2130-B
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100mL	SMEWW 9223-B
Fitoplâncton	ind/ml	Quantitativo - Utermöhl (1958) / Qualitativo – Literatura Clássica
IET	---	LAMPARELLI (2004)

Figura 12 - Localização das estações de amostragem de qualidade de água.

Para o fitoplâncton, considerou-se dominante a espécie com densidade superior a 50% do total na amostra, abundante aquela com valor maior que a média da densidade total e descritoras as espécies com 5% da densidade total da amostra. Foi aplicado o índice de diversidade de Shannon – Wiener (Townsend, 2006). Foram obtidos históricos de cianobactérias, do Índice de Estado Trófico - IET e de volume de água junto à APAC.

Realizou-se a análise das Componentes Principais (ACP) utilizando-se o programa Statistica (StatSoft ®), módulo análise das componentes principais, estabelecendo-se determinar como ativas as variáveis com correlações superiores a 0,5 para com os fatores. A associação entre as espécies e as variáveis ambientais foi avaliada com a Análise de

Correspondência Canônica (ACC) de gradiente direta e interpretação via a regra do biplot, com o programa CANOCO for Windows 4.5 (TER BRAAK & SMILAUER, 1998).

4.2.3 Uso e ocupação do solo

Para o uso, ocupação e cobertura do solo foram obtidas junto à APAC informações sobre o estado atual da região nas Áreas de Preservação Permanente (APP) do reservatório - faixa de 100 m a partir da cota máxima, em sua Área de Influência Direta (AID) - área com raio de 500 m e Área de Influência Indireta (AII) - conjunto de municípios que integram a área de drenagem do reservatório. A população total daqueles municípios é de 467.313 habitantes, sendo a população rural que influencia diretamente de 16.545 habitantes (IBGE, 2011).

Para AII, utilizaram-se produtos de análise fornecidos pela APAC de imagens do Satélite SENTINEL-2^a, Ref.:V20160618T090211 (Data: 17/06/2016; Zona: 25MBM; Cobertura de nuvens: 29%) e Ref.:V20160618T090037 (Data: 17/06/2016; Zona 25LBL; Cobertura de nuvens: 14,7%). Para a análise da APP e da AID dos reservatórios, utilizaram-se imagens do Satélite GEOEYE-1, Ref.: 20300101E9601C00 (Data: 19/06/2015; Cobertura de nuvens: 0,2 %).

Para a classificação das imagens e a quantificação das classes de uso e cobertura do solo recorreu-se à utilização de técnicas de geoprocessamento, com método assistido ou supervisionado, além do mapeamento e visitas de campo em nov/2015 para a AID. Para a definição das regiões de interesse recorreu-se ao algoritmo/método de crescimento de regiões, que considera a similaridade espectral dos pixels adjacentes. A fim de corrigir e melhorar a classificação supervisionada utilizou-se o índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI – *Normalized Difference Vegetation Index*). Para este trabalho, foi utilizada a ferramenta “slope” do software ArcGis da ESRITM versão 9.3, para processamento do Modelo Digital do Terreno (resolução espacial de 30 m, fonte: SRTM).

4.2.4 Vulnerabilidade à erosão na bacia hidráulica e ao assoreamento no reservatório

Para caracterizar a vulnerabilidade à erosão utilizou-se metodologia da RUSLE - *Revised Universal Soil Loss Equation* – (BORTOLOZZO, 2001), detalhada no Anexo I, para obtenção da taxa de perda anual de solo em ton/ha/ano. A RUSLE foi aplicada em ambiente SIG e obteve-se também uma média da perda anual de solo na bacia. Classificou-se o nível de vulnerabilidade conforme valores de perdas de solo (t/ha/ano) descrito em Carvalho (1994).

Foram consideradas as orientações da Agência Nacional de Águas (ANA, 2013) para obtenção do Nível de Criticidade (NC) ao assoreamento (Anexo II).

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Qualidade de água

Uma vez que ainda não há estudo de enquadramento com base na Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), o rio é considerado Classe II em sua totalidade para a referida resolução.

As chuvas em 2016, conforme as estações consideradas, foram ligeiramente abaixo da média histórica, exceto para o mês de maio, quando ultrapassou a média. O tempo de retenção hidráulica do reservatório foi estimado em 377 dias, atingindo nível máximo 70% de capacidade de seu volume em 2016, com pouca variação entre os períodos de estiagem e chuvoso. Conforme histórico de dados o reservatório tem estado trófico em níveis que o classificam de hipereutrófico e eutrófico. A temperatura da água teve baixa amplitude entre os períodos de chuva (mínimo de 26,45°C na ZR) e estiagem (máximo de 29,4°C na ZI), conforme Figura 13. As concentrações de oxigênio dissolvido (OD) tiveram maiores amplitudes na ZI com mínimo: 1,5 mg O₂/L e máximo: 10,9 mg O₂/L).

A água esteve com pH neutro durante todo o período chuvoso (médias entre os meses de: 7,14 na ZR; 7,5 na ZI e 7,1 na ZB), e na maior parte do período de estiagem coletado, exceto para o mês de novembro onde encontraram-se valores de 9,6 na ZR; 8,9 na ZI e 8,6 na ZB. Os valores de DBO₅ elevaram-se no período de estiagem, com maior amplitude na ZR, sendo 2,9 mg O₂/L em Junho/16 e 22,4 mg O₂/L em Dez/16. A amplitude da DQO também se caracterizou por valores mais reduzidos durante a estiagem, com valor mínimo de 29,3 mg O₂/L na ZB em Junho/16 e máximo de 72,5 mg O₂/L na ZR em Nov/16.

A condutividade elétrica (CE) foi marcada maiores médias durante a estiagem (538 µS/cm na ZR; 492,4 µS/cm na ZI e 489 µS/cm na ZB), e por maiores variações entre os meses durante o período chuvoso (Desvio padrão: 109,2 na ZR; 95,2 na ZI; 94,6 na ZB). A turbidez da água teve valores no período chuvoso, com máximo de 197 UNT, na ZB, sendo que as zonas ZI e ZB foram caracterizadas por aumentos de concentração no período de estiagem.

Os sólidos totais (ST) sofreram maiores variações mensais na ZR durante as chuvas e sofreram aumentos de concentrações médias em todas as zonas no período de estiagem. Para os

níveis de fósforo total, os mesmos estiveram acima dos valores permitidos para classe 3 conforme resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) sofrendo maiores variações mensais durante os meses de estiagem.

Os Nitratos, conforme Brasil (2005) são limitados em concentrações de até 10 mg/L em águas de classe 2. No Reservatório Tapacurá, durante o período monitorado, as concentrações obtidas em todos os pontos de amostragem foram baixas, sendo a maioria inferior a 0,113 mg/L, e valor máximo de 0,77 mg/L, na ZR durante o período chuvoso. De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005).

O monitoramento dos Nitritos também demonstrou valores muito baixos no sistema, sendo, em sua maioria, abaixo do limite de quantificação empregado (0,03 mg/L), com exceção das campanhas de maio (1,06 mg/L - ZR, 0,14 -ZI e 0,15 mg/L - ZB); junho (0,74 ZB); julho (0,26 - ZR, 0,27 - ZI e 0,27 - ZB); e dezembro (0,15 - ZR). Ressalta-se que o limite estabelecido para a presença de Nitritos para corpos de água de classe 2 é de 1,0 mg/L (BRASIL, 2005), de forma que o resultado de todas as campanhas apontou atendimento à legislação.

O Nitrogênio Amoniacal possui limites variáveis de concentração (BRASIL, 2005), sendo estes correspondentes aos valores de pH observados no sistema monitorado, de forma que os valores estiveram em desconformidade com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) para classe 2 nos meses de maio e novembro de 2016 na ZR, com valor máximo (7,15 mg/L) no primeiro mês, correspondendo ao período chuvoso.

Os valores das amostras para *Escherichia coli* foram bastante variados. Na estação de coleta ZR, densidades altas de *E.coli* foram registradas em junho (fundo) e julho. Nos demais meses, os registros não ultrapassaram 1000,0 NMP/100 mL na região de rio. Na ZI, altas densidades de *E. coli* foram registradas em maio (superfície e zona de compensação) e em junho (fundo). Nos demais meses e profundidades os valores também não ultrapassaram 1000,0 NMP/100 mL para aquela Zona. Por fim, em ZB, altas densidades do parâmetro foram registradas em julho (superfície) e outubro (fundo).

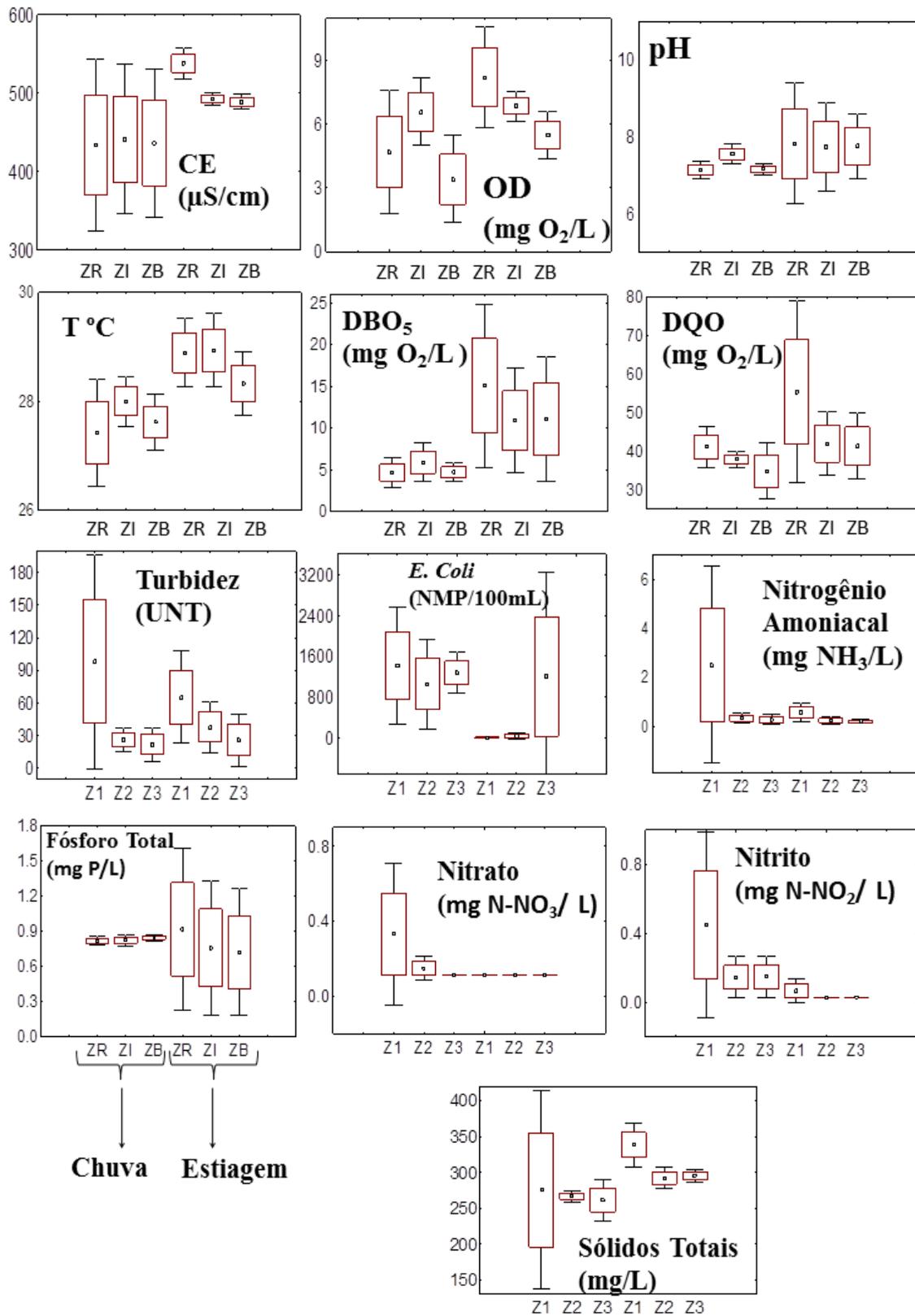


Figura 13 - Variação espaço-temporal dos parâmetros de qualidade de água analisados, baseados na média e desvio padrão entre os meses chuvosos e de estiagem, separadamente para o reservatório de Tapacurá.

A ACP (Figura 4) agrupou no Fator I (33,65% de explicabilidade) os meses de novembro e dezembro em função do OD, pH, Temperatura, DBO₅ e DQO, em função do aumento dos valores destas variáveis naqueles meses de estiagem. Os meses de maio, junho, julho e outubro foram agrupados também no Fator I em função da *E. coli.*, que por sua vez estiveram com concentrações maiores nestes meses. As chuvas provavelmente forneceram aporte material externo, inclusive em outubro, quando se verificou aumento de volume de água do reservatório (Figura 14).

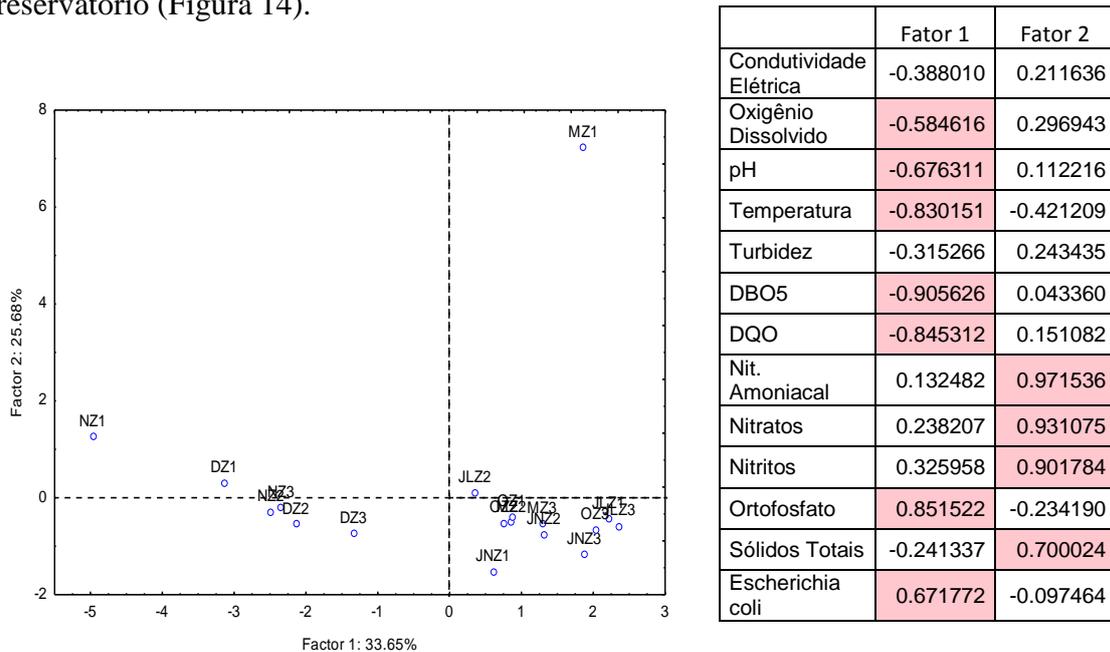


Figura 14 - Análise de componentes principais para as variáveis físicas e químicas analisadas (M-Maio, JN- Junho. JL-Julho, O-Outubro, N-Novembro e D-Dezembro; Z1=ZR, Z2=ZI, Z3=ZB).

A variação qualitativa para o fitoplâncton no reservatório foi de 18 a 29 espécies por classe. A comunidade fitoplanctônica foi representada por seis (6) grupos, os quais são comumente observados em ambientes tropicais de águas doces naturais. Em termos de densidade, a divisão Cyanophyta, conforme Figura 15, foi o grupo principal (445772,93 ind.mL⁻¹), seguido por Chlorophyta (22418,8 ind.mL⁻¹), Cryptophyta (12116,89 ind.mL⁻¹), Bacillariophyta (5870,31 ind.mL⁻¹), Euglenophyta (522,4 ind.mL⁻¹) e Dinophyta (276,34 ind.mL⁻¹).

Como espécies dominantes teve-se as cianobactérias *Cylindrospermopsis raciborskii*, em todas as zonas no mês de dezembro e na ZI em junho, *Planktotrix agardhii*, na ZR e na ZB, no mês de junho e em todas as zonas no mês de julho e *Microcystis sp.*, em novembro na ZR. *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktotrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek foram co-dominantes nos meses de maio, outubro e novembro.

Como abundantes teve-se as espécies *Pseudanabaena mucicola* (Cyanobacteria) *Navicula* sp., *Aulacoseira granulata* (Bacillariophyta); *Rhodomonas lacustris* (Cryptophyta); *Trachelomonas volvocina* (Euglenophyta).

A contagem de cianobactérias em células/ml, de acordo com a Portaria n° 2.914/2011 (BRASIL, 2011), indicou a dominância das espécies *Planktothrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Pseudanabaena mucicola*, *Microcystis aeruginosa* e *Microcystis* sp.

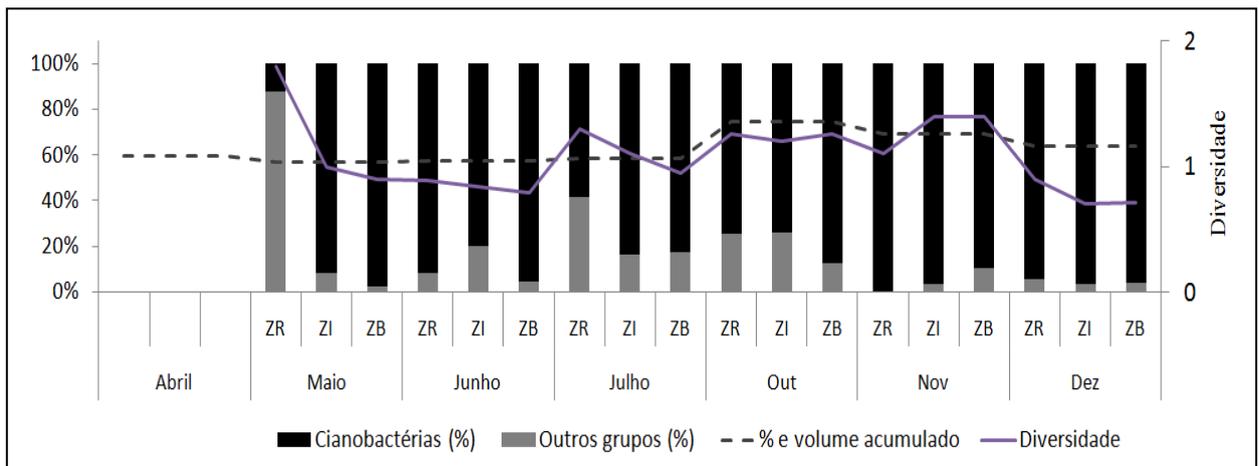


Figura 15 - Variação do índice de diversidade de Shannon, do volume de água e do percentual da densidade de cianobactérias em relação a densidade total dos outros grupos fitoplanctônicos no ano de 2016 no reservatório de Tapacurá

Considerando o histórico de dados, há uma relação inversa da densidade de cianobactérias (Figura 16) com o volume, inclusive quando o reservatório verteu. A densidade de cianobactérias chegou a atingir valor máximo de 170000 células/ml.

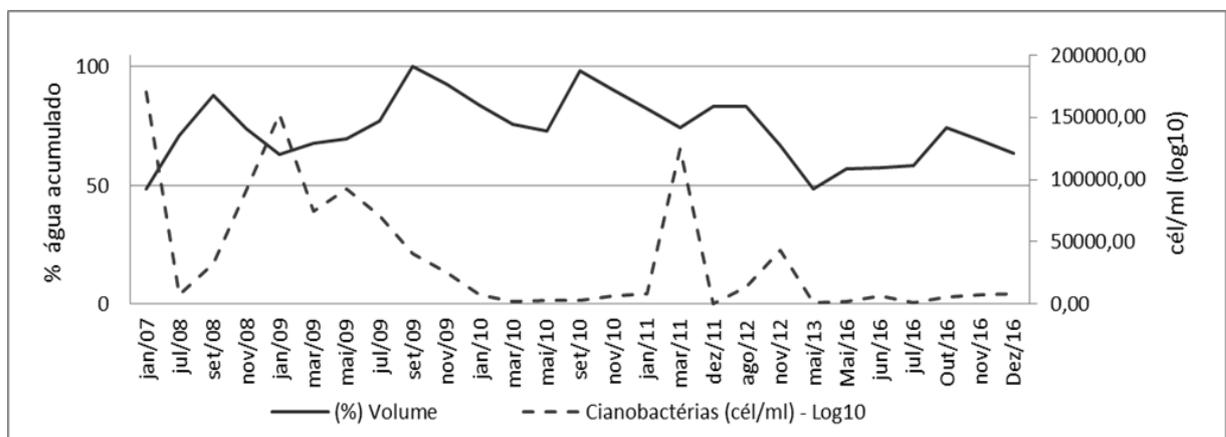


Figura 16 - Histórico da variação da densidade de cianobactérias e do volume de água em Tapacurá.

Para a ACC (Figura 17), os Testes de Monte-Carlo (1º Eixo - $F=9.7$, $P=0.002$; Todos os Eixos - $F= 4.8$, $P=0.002$) revelaram relações significativas. Não considerando as variáveis ambientais, o eixo 1 explica 44,7 % da variabilidade dos dados. As variáveis ambientais explicam 66,6% da variabilidade sendo desta parte, 67 % explicada no eixo I.

Com o auxílio da análise de correspondência pôde-se representar a relação entre a abundância de *Microcystis* sp. e o aumento da DBO_5 durante a estiagem. Comum em reservatórios eutróficos, com estratificação que duram menos de um dia, a espécie foi favorecida pela intensificação das altas temperaturas, conforme prevê Reynolds *et al.* (2002). Já *Planktothrix agardhii*, favorecida pelas condições de mistura e turbidez (REYNOLDS *et al.*, 2002), dominou no período chuvoso, e teve relação significativa com as concentrações de fósforo total.

BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.* (2012), já haviam encontrado que o reservatório é dominado o ano todo por cianobactérias, sendo *Cylindrospermopsis raciborskii* sucedida por *P. agardhii* durante as chuvas, assim como se verificou neste estudo.

Durante o monitoramento a Zona de Rio - ZR em março/16 foi a única ocasião na qual não se teve cianobactéria mais abundante que outros grupos, quando a diatomácea *Navicula* sp representou 40 % da densidade da amostra, ainda que na ZI e na ZB, *P. agardhii* tenha sido abundante e dominante, respectivamente. Neste mês, registraram-se chuvas acima da média na região, e este pulso, juntamente com as características lóticis da ZR podem ter contribuído para esta alteração no padrão de persistência espacial e temporal de cianobactérias na região de Tapacurá. *Navicula* sp., conforme ACC, esteve relacionada com os Nitritos, que sofreram aumento de concentrações no início do período chuvoso.

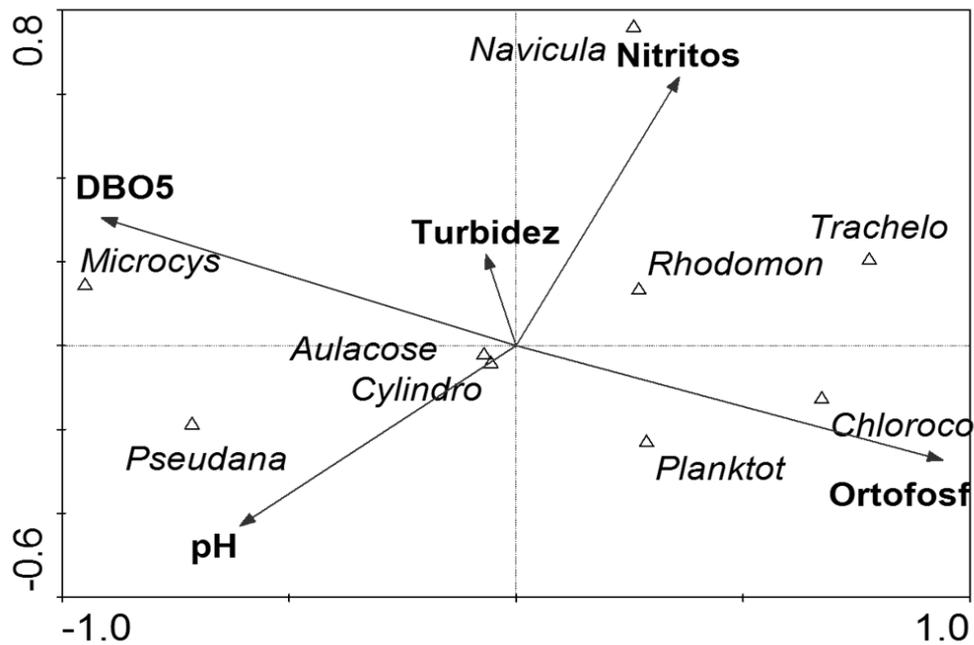


Figura 17 - ACC entre as variáveis ambientais e o fitoplâncton.

4.3.2 Uso e ocupação do solo e geoprocessamento

Para o reservatório de Tapacurá, há expressivo remanescente de Mata Atlântica correspondente à Estação Tapacurá. A APP do reservatório constitui-se de 47% de mata, uma característica peculiar, haja vista a realidade da configuração das áreas maioria dos reservatórios da região, desprovidos quase que totalmente de mata ciliar (Figura 18).

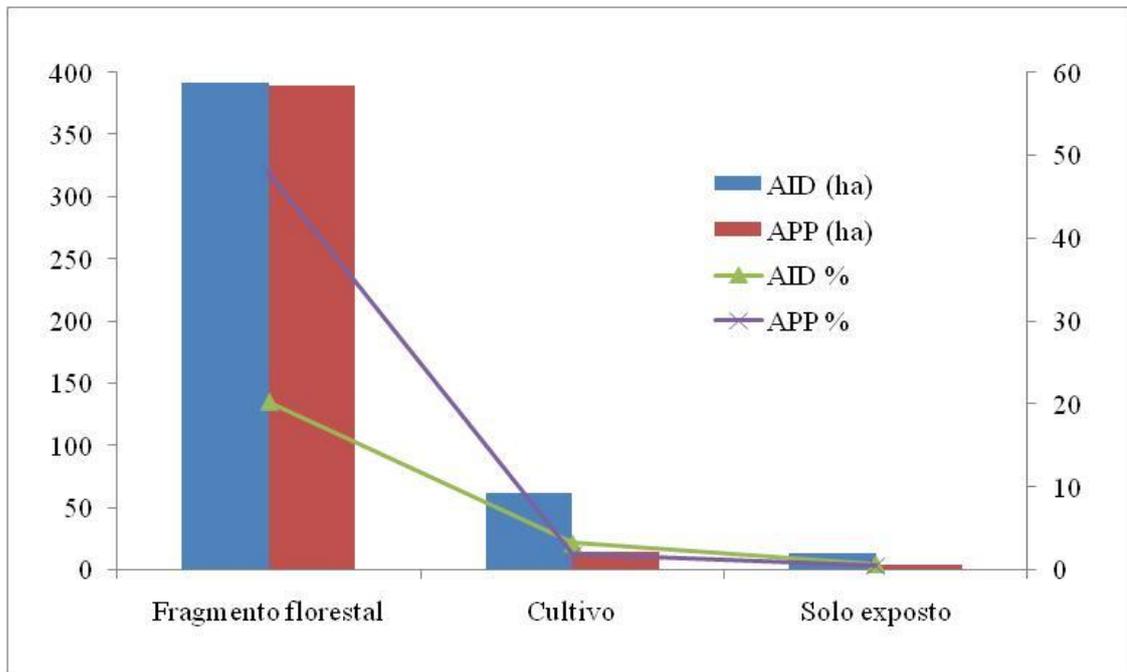


Figura 18 - Uso do solo na AID e na APP do reservatório de Pirapama.

A distribuição espacial vulnerabilidade à erosão (Figura 19) teve média estimada de 350 ton/ha/ano, indicando forte potencial de produção de sedimentos segundo Carvalho (1994). Conforme método da ANA (2013), o reservatório de Tapacurá pode ser classificado com um nível de criticidade médio ao assoreamento, devido ao seu baixo regime de operação, com tempo de residência considerável. Entretanto baseando-se no potencial de produção de sedimentos da bacia hidrográfica e magnitude e importância dos efeitos do assoreamento, a vulnerabilidade à degradação do reservatório torna-se mais evidente, inclusive se associados à qualidade de suas águas.

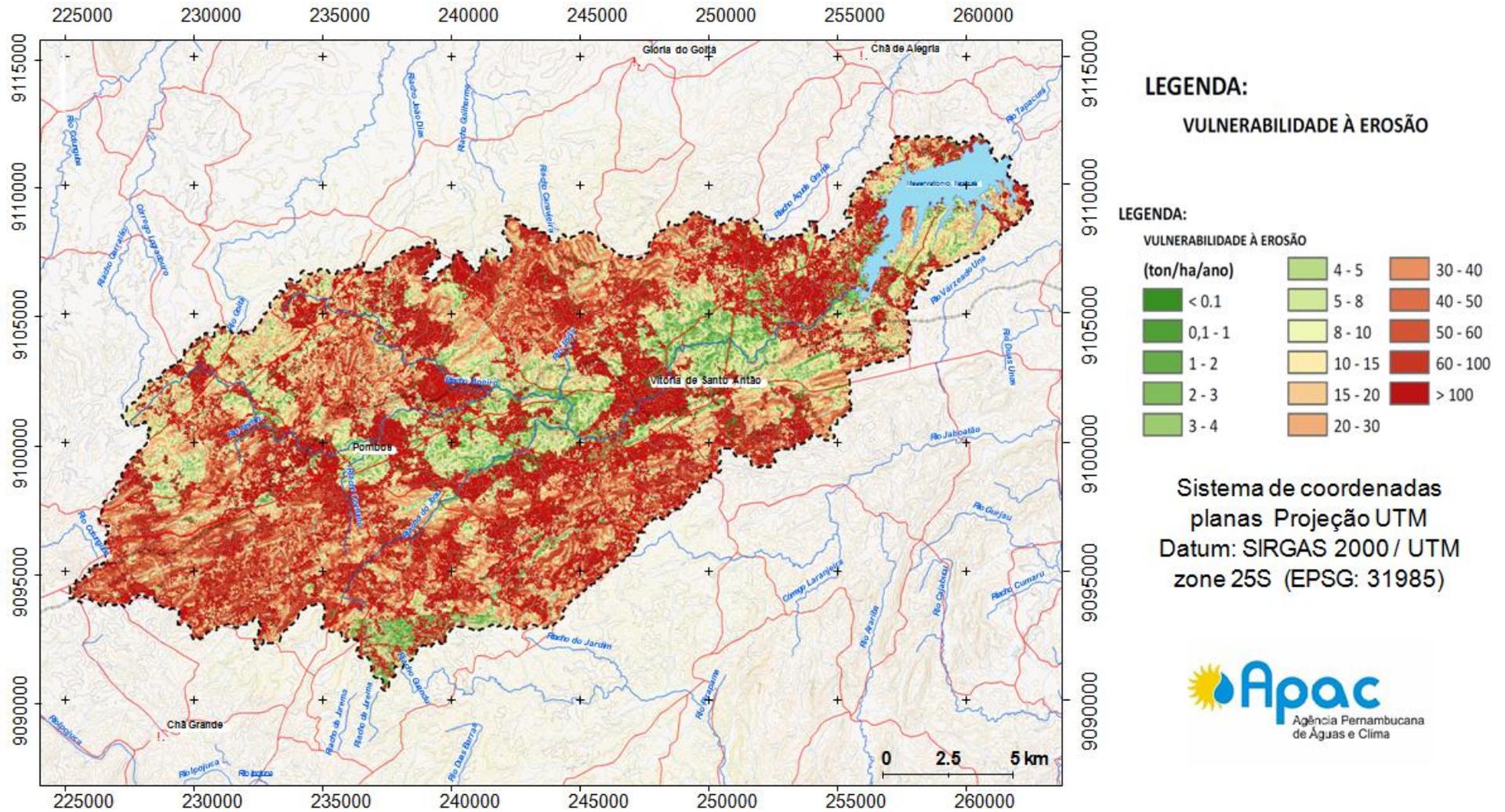


Figura 19 - Potencial de produção de sedimentos na bacia hidráulica do reservatório Tapacurá (Fonte: APAC, 2018)

4.4 DISCUSSÃO

O índice de coleta e tratamento do serviço de esgoto dos municípios, integrantes da área de drenagem do Reservatório Tapacurá para o ano de 2013, dentre os dados disponíveis, revela que Vitória de Santo Antão tem o maior percentual, 23,5% de esgoto coletado e tratado (SNIS, 2013). Levando em consideração a baixo atendimento ao tratamento de efluentes, as discussões adiante avaliam outros fatores, que conjuntamente com a falta de saneamento, contribuem para o atual estado da água do reservatório de Tapacurá.

A dominância por cianobactérias por si só revela um estado não saudável para as água do reservatório de Tapacurá, bem como a co-dominância de poucas espécies significa um agravamento deste estado. Soares *et al.* (2013), com base em uma revisão de literatura, avaliaram os períodos de dominância de cianobactérias em reservatórios eutróficos em diversas regiões do Brasil e concluíram que os representantes de *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum* e *Microcystis* são os mais frequentes. Entretanto, quando analisados os períodos de co-dominância, os autores observaram que, embora a dominância de um único gênero seja o mais comum (*Microcystis*), *Dolichospermum* ocorre geralmente em co-dominância com cianobactérias coloniais como *Aphanocapsa* e *Radiocystis*, enquanto *Cylindrospermopsis* normalmente ocorre em co-dominância com cianobactérias filamentosas, incluindo-se *Planktothrix*.

A persistência de cianobactérias pode estar relacionada com diversos fatores. O declínio no nível de água aumenta a sua dominância, florações e potencial tóxico em reservatórios até mesmo em subtropicais, mesmo que oligotróficos (Nõges & Nõges, 1999; Romo *et al.*, 2004; Callieri *et al.*, 2014; Bakker & Hilt, 2015; Yang *et al.*, 2016).

Foi observado que o tempo de residência da água no reservatório Tapacurá afeta a dinâmica de cianobactérias, assim como em um estudo de três anos para um lago raso do mediterrânico, onde o número de colônias de *Microcystisa eruginosa* foram maiores com o aumento do tempo de residência da água (ROMO *et al.* 2013). Por outro lado, o alto potencial de erosão e o uso e ocupação do solo na bacia favorece o transporte de nutrientes. Uma vez que o reservatório não verte e nem é adequada a descarga de fundo, devido à escassez, há uma concentração cumulativa de nutrientes ao longo dos anos, que tem ultrapassado a capacidade de autodepuração deste ecossistema artificial. Considerando a possibilidade de origem interna da fonte de nutrientes para reservatórios (GUNKEL & SOBRAL, 2013; DING, 2018), deve-se tomar medidas que eliminem a carga interna, tais como, biofilme, dragagem e descarga de fundo, esta última, quando a mesma não for uma ameaça à escassez.

O declínio do nível da água favorece a dominância de cianobactérias, florações e potencial tóxico em reservatórios (NÖGES & NÖGES, 1999; ROMO *et al.*, 2004; CALLIERI *et al.*, 2014; BAKKER & HILT, 2015; YANG *et al.*, 2016). Logo, as alterações do clima, que podem ter como conseqüências, flutuações no nível de água resultantes das variações hidrológicas, são um fator que afeta o funcionamento desses ecossistemas lacustres (JEPPESEN *et al.* 2014). Um dos efeitos esperados das mudanças climáticas é o favorecimento de cianobactérias nocivas em reservatórios eutróficos (PAERL & HUISMAN 2008).

A previsão climática para a região de Tapacurá tem cenários que corroboram com as afirmações anteriormente expostas. Duarte (2009), analisando por modelagem os impactos das mudanças climáticas no escoamento superficial da bacia hidrográfica do Rio Tapacurá, previu que aumentos menores que 1°C, provocam impactos negativos, se vierem acompanhados de variações na precipitação. A autora previu também que aumentos maiores de temperatura, se não compensados com aumentos na precipitação de pelo menos 10%, afetam significativamente a disponibilidade hídrica em Tapacurá. Duarte (2009) verificou após análise ao posto de Vitória de Santo Antão, a existência de uma tendência notória do aumento da temperatura em torno de 1°C/década entre 1960 a 2005.

O alto tempo de residência da água é um fator preponderante para a qualidade hídrica no reservatório de Tapacurá. Wiegand, Piedra e Araújo (2016) compararam dois lagos tropicais, sendo um de clima úmido, e o outro, semiárido. Considerando que houve similaridade entre os usos do solo nas duas bacias e que, na estação chuvosa, o aporte de nutrientes na bacia úmida foi consideravelmente superior ao da semiárida, inferiu-se que o tempo de residência da água foi o responsável pelo maior estado trófico do reservatório da região semiárida.

Abacia do reservatório de Tapacurá tem elevado potencial de erosão, sendo que as condições de sua APP, aliadas a fracas intensidades pluviométricas indicam média vulnerabilidade ao assoreamento local. Mas em termos de estado trófico, a persistência de seus elevados graus, para reservatórios como o Tapacurá, requer medidas mais restritivas ao transporte de nutrientes na bacia. Carneiro *et al.* (2014) em 21 reservatórios do Brasil central encontrou que o controle de fontes de fósforo em reservatórios tropicais é tão importante quanto em ecossistemas temperados.

Atualmente, como nos demais estados do Brasil, o órgão responsável pelo abastecimento no Estado monitora os limites de células de cianobactérias, acima dos quais se devem aplicar tratamento diferenciado para o abastecimento. No entanto esta medida não contribui para reverter o estado de degradação do reservatório, permanecendo eutrofizado. Uma das conseqüências é o assoreamento, devido à presença expressiva de macrófitas flutuantes.

4.5 CONCLUSÕES

O reservatório Tapacurá é eutrofizado e as taxas de precipitação deficientes, em parte de sua área de influência, revelam as conseqüências da escassez e do elevado tempo de residência da água. A evaporação intensa da região e a dimensão do reservatório resultam na redução do seu nível de água, o que influencia na qualidade da água em termos de estado trófico e de composição do fitoplâncton, com maior persistência da dominância de cianobactérias, inclusive com co-dominância.

O elevado tempo de residência de Tapacurá requer manejo mais restritivo à produção de nutrientes em suas áreas de influência. Bem como devem ser consideradas as previsões das alterações climáticas, no sentido de impedir que estas sejam mais um agravante para a concentração de nutrientes do maior reservatório de abastecimento da RMR. O cultivo da cana é sem dúvida um dos principais usos que induzem a eutrofização, que se intensifica com saneamento deficiente na bacia a montante.

Além da necessidade de redução das fontes de nutrientes como cenário desejável, o reservatório carece de medidas corretivas, devido à fonte interna de nutrientes acumulada, decorrente de seu baixo tempo de residência. São necessárias medidas como dragagem e biofilme para remoção de nutrientes. Estudos para alocação ideal do vinhoto, bem como disposição da cultura e manejo de forma que o cultivo da cana não seja mais um agravante para a degradação do reservatório.

5 ANÁLISE COMPARATIVA PARA OS RESERVATÓRIOS DE PIRAPAMA E TAPACURÁ

A visão do funcionamento do ecossistema de reservatórios é uma questão de interesse ecológico, económico e social (Tundisi e Straskraba, 1999). É de se considerar também que a forma como se comporta a qualidade das águas em reservatórios pode não apenas refletir sua forma gestão e as influências na bacia, mas também ser consequência de como foram planejados e concebidos do ponto de vista socioambiental.

O estabelecimento de usos múltiplos de um reservatório, além estudos anteriores à sua construção, com procedimentos de monitoramento e avaliação da qualidade estratégias requerem abordagens científicas, que propõem uma estrutura teórica paradinâmica ecológica serviços ecológicos, procedimentos de operação (TUNDISI, 2018).

5.1 MATERIAL E MÉTODO

5.1.1 Área de Estudo

Foi realizada uma análise comparativa em duas bacias hidrográficas, limítrofes e distintas, exploradas para o abastecimento humano da Região Metropolitana do Recife-PE, com foco na qualidade ambiental dos seus principais reservatórios, Pirapama e Tapacurá (Figura 20) cujos nomes são provenientes dos rios das respectivas bacias hidrográficas abordadas. A escolha dos dois reservatórios também se pautou no modo distinto de como foram concebidas as obras de suas barragens. A primeira, bem planejada e acompanhada pela sociedade civil organizada, comitê de bacia, e inclusive com apoio internacional. Já a barragem de Tapacurá surgiu de forma menos planejada, com o intuito único, inicialmente, da contenção de enchentes

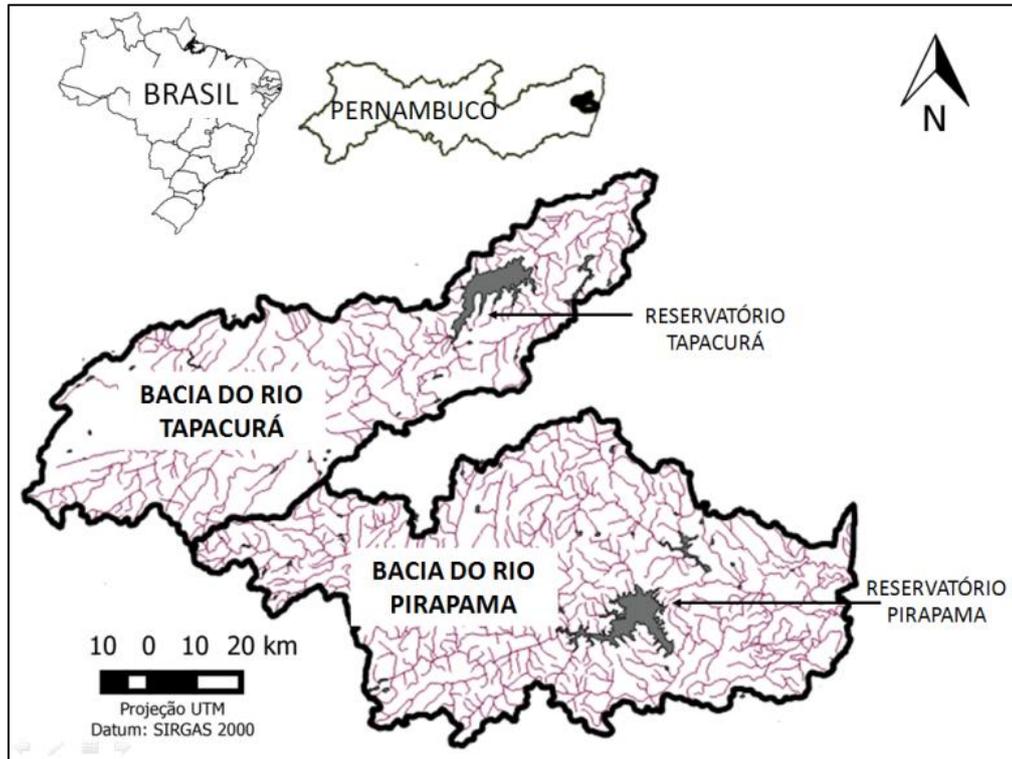


Figura 20 - Localização geográfica das bacias hidrográficas e dos respectivos reservatórios estudados

5.1.2 Levantamento e aquisição de dados

Além dos dados utilizados nos capítulos 3 e 4, de forma a complementar a análise comparativa entre os reservatórios, utilizou-se dados de intensidade pluviométrica, declividade nas respectivas bacias de drenagem, estudos topobatimétricos dos reservatórios e vulnerabilidade à poluição.

5.1.3 Intensidade pluviométrica

Foi aplicado o fator de erosividade do solo, índice que representa o potencial da chuva para erodir o solo sem proteção. Para o Brasil, trabalhos como Tomaz (2008) e Maciel (2000) mostram a equação desenvolvida em Campinas (SP) por Lombardi e Moldenhauer (1980), com base na proposição de Fournier (1960):

$$(EI) = 6,886x$$

Na qual:

P = Precipitação média anual (mm)

P_m = Precipitação média mensal (mm)

(EI) = Média mensal do índice de erosão em (MJ.mm/h.ha)

$$R = \sum(EI)$$

5.2.4 Vulnerabilidade à erosão

Em complemento ao potencial de produção de sedimentos na bacia, e sua distribuição espacial, para vulnerabilidade à erosão utilizou-se como referência os pesos atribuídos aos usos do solo e às declividades em Figueiredo et al. (2007).

Tabela 3- Classificação das vulnerabilidades para usos do solo, intensidade pluviométrica e declividades (FIGUEIREDO et al., 2007).

Vulnerabilidade	Declividades (%)
Baixa (1)	< 6%
Média (2)	entre 6 e 20 %
Alta (3)	> 20%

5.2.5 Vulnerabilidade ao Assoreamento

Com base no NC (Anexo II), e nos levantamentos batimétricos (Anexo IV e V) fornecidos pela APAC, de mai/2011 e de Junho/11, para Pirapama e Tapacurá, respectivamente, definiu-se, conforme ANA (2003), a localização e a quantidade de seções transversais para monitoramento do assoreamento do reservatório.

5.2.6 Vulnerabilidade à poluição

Na gestão dos recursos hídricos existem metodologias que permitem estudar a suscetibilidade dos corpos de água à poluição. No que se refere aos reservatórios, o estudo da vulnerabilidade das águas superficiais da bacia à poluição é crucial, pois é esta que regula a qualidade da água do seu reservatório a jusante.

O índice WRASTIC foi desenvolvido em 1991, pela *American Water Works Association*² (NMED/DWB (2000)) para a Agência de Proteção do Ambiente dos Estados Unidos (US-EPA).

O acrônimo WRASTIC resulta do conjunto de parâmetros que são considerados como extremamente importantes para a suscetibilidade à poluição das águas superficiais:

- W (*Wastewaterdischarge*) – Descargas de águas residuais;
- R (*Recreational Land Use*) – Usos do solo para fins recreativos;
- A (*Agriculturalland use impacts*) – Impacto da atividade agrícola;
- S (*SizeofWatershed*) – Tamanho da bacia hidrográfica;
- T (*Transportationavenues*) – Linhas ferroviárias e viárias;
- I (*Industrial land use impacts*) – Impacto da atividade industrial; e,
- C (*Vegetativeground cover*) – Cobertura vegetal.

Para a análise da vulnerabilidade à poluição dos Reservatórios Pirapama e Tapacurá, foram considerados os dados de pedologia já estudados nos capítulos anteriores, assim como os usos de solo e características das bacias em questão. Para uma melhor distribuição espacial, e uma vez que apenas existem dados à escala do município, os parâmetros de análise foram considerados relativamente à Área de Influência Indireta (AII).

A equação para determinação do índice WRASTIC para uma bacia hidrográfica é:

$$WRASTIC = Wv.\varphi + Rv.Rp + Av.Ap + Sv.Sp + Tv.Tp + Iv.Iw + Cv.Cp$$

Na qual:

v – valor atribuído a cada fator,

p – peso atribuído a cada fator (Tabela 4).

Sendo que no total se obterá a classificação correspondente à vulnerabilidade à poluição da bacia hidrográfica (Tabela 5).

Tabela 4 - Peso atribuído para cada contaminante a considerar (GILLENINE, 2000).

	FATOR	PESO
W	Presença de águas residuais	3
R	Atividade recreativa	2
A	Impacto agrícola	2
S	Tamanho da bacia hidrográfica	1
T	Vias rodoviárias e ferroviárias	1
I	Impacto industrial	4
C	Cobertura vegetal	1

Tabela 5 - Classificação atribuída quanto à vulnerabilidade à poluição de acordo com o índice WRASTIC.

Classificação	Escala
Muito Elevado	82-64
Elevada	64-46
Intermédia	46-28
Baixa	28-14

5.3 RESULTADOS

5.3.1 Climatologia e Intensidade pluviométrica e energia de erosão na bacia

Relatório confirma que 2016 foi o ano mais quente já registrado. O monitor de secas do nordeste (Figura 21) apresenta o aumento de temperatura, quando comparado ao ano anterior. Conforme Método dos Polígonos de Thiessen (Thiessen, 1911), a Figura 22 expõe o alcance de representatividade de cada estação pluviométrica.

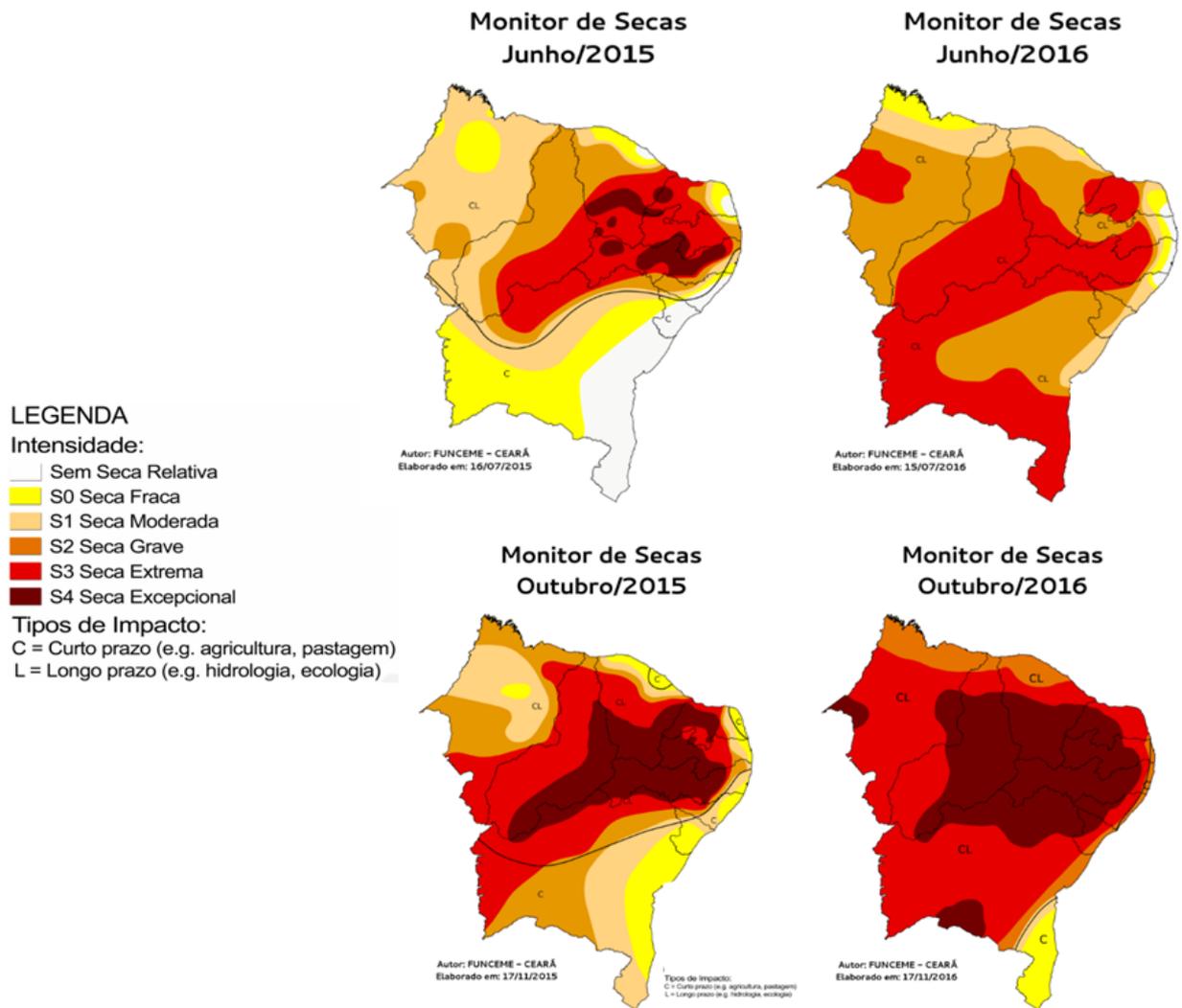


Figura 21 – Representação do monitor das secas, com comparativo entre os anos de 2015 e 2016
(FONTE: ANA, 2018)

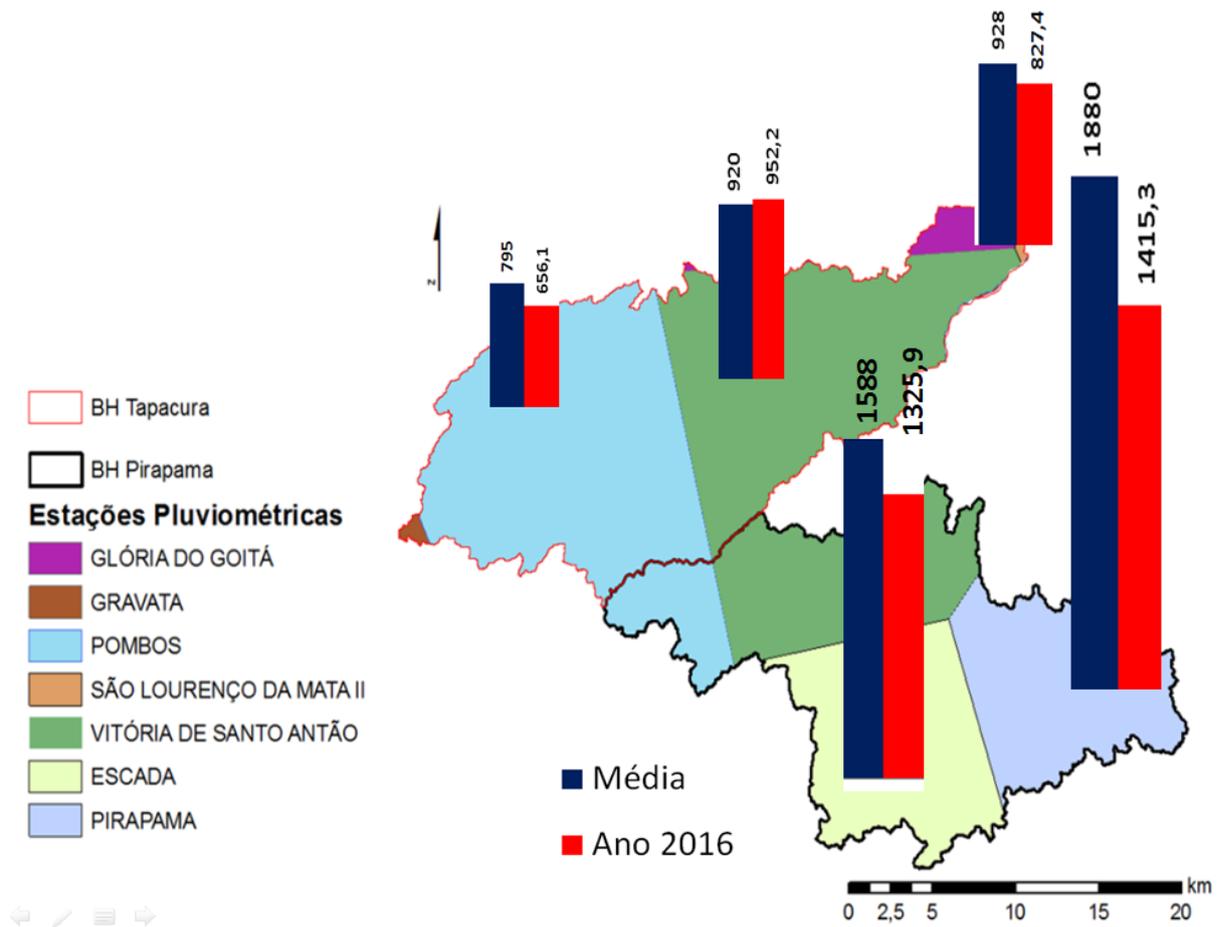


Figura 19 - Distribuição espacial do alcance de representatividade de cada estação pluviométrica nas Bacias Hidrográficas estudadas na Região Metropolitana do Recife (Adaptado de APAC, 2018)

Conforme os dados das estações pluviométricas disponíveis para cada uma das bacias, calculou-se os valores Erosividade do solo (R) para cada bacia (Tabela 6).

Tabela 6 - Energia de Erosão de acordo com a intensidade pluviométrica de cada estação considerada.

Estação/ Mês	Precipitação média mensal						Média mensal de energia de erosão EI (MJ.mm/h.ha)					
	Pombos	Vit. St ^o Antão	Escada	Pirapama	Glória do Goitá	S. Lourenço da Mara II	Pombos	Vit. St ^o Antão	Escada	Pirapama	Glória do Goitá	S. Lourenço da Mara II
Jan	40,9	45,3	67,5	91,5	64,4	91,9	12,9	13,6	16,8	24,5	24,6	25,9
Fev	51,2	59,7	91,1	95,1	60,5	95,6	18,9	21,8	28,1	26,2	22,1	27,7
Mar	70,5	103,5	156,3	146	71,5	171,8	32,7	55,5	70,3	54,3	29,4	74,9
Abr	95,8	110,9	197,4	236,1	117,6	203,2	55	62,3	104,6	122,8	68,5	99,7
Mai	108,7	137,8	263,2	264	126,6	241,3	68,2	90,2	170,5	148,5	77,5	133,5
Jun	144,4	156,3	251,2	332,5	174,1	303,7	110,6	111,7	157,4	219,8	133,3	197,2
Jul	116,4	118,3	194,3	301	131,8	292,6	76,6	69,6	101,7	185,6	83	185,2
Ago	63	69,8	142,1	181,3	73,3	157,5	27	28,4	59,8	78,3	30,7	64,6
Set	32	39,7	75,9	87,7	40,3	94,5	8,5	10,9	20,6	22,8	11,1	27,1
Out	17,2	23,8	46,7	54,1	27,1	42,3	3	4,6	9	10	5,7	6,9
Nov	25,1	22	48,3	40,8	17,6	37,7	5,6	4	9,5	6,2	2,7	5,7
Dez	30,7	33,4	54,6	49,9	23,2	48,7	8	8,1	11,8	8,7	4,3	8,8
Total	795	920	1588	1880	928	1780	427	480	760	907	492	857

Conforme o cálculo do R, obteve-se um total anual de energia de erosão EI Máximo de 907 MJ.mm/h.ha para a estação de Pirapama, que tem influência sobre a bacia do reservatório de mesmo nome e mínimo de 427 MJ.mm/h.ha na estação de Pombos, que tem influência sobre as bacias do Pirapama e do Tapacurá. O fator potencial da chuva para erodir o solo sem proteção não é o que mais influencia a vulnerabilidade dos reservatórios das bacias em estudo. Nenhuma estação pluviométrica apresenta valores de intensidade de precipitação correspondentes a graus de vulnerabilidade elevados (valores superiores a 525 mm/mês).

Com exceção dos históricos baseados na estação de Pombos, que indica baixa vulnerabilidade, todas as estações pluviométricas consideradas indicam vulnerabilidade média à erosão pela chuva, segundo sua intensidade na área. No entanto, deve-se considerar que o volume de precipitações na bacia do Pirapama é relativamente maior, de acordo com a representatividade das estações em sua bacia, o que se confirma com a vazão gerada em sua bacia.

5.3.2 Vulnerabilidade à erosão

A Figura 23 apresenta a distribuição da vulnerabilidade à erosão com base na declividade e nos usos do solo, mensurados nos capítulos 3 e 4,. Para tanto se utilizaram as ponderações constantes em Figueiredo (2007). Como visto nos capítulos anteriores, as bacias de ambos os

reservatórios têm elevado potencial de produção de sedimentos, sendo que a disposição da declividade na bacia do Pirapama o torna mais vulnerável em relação a Tapacurá.

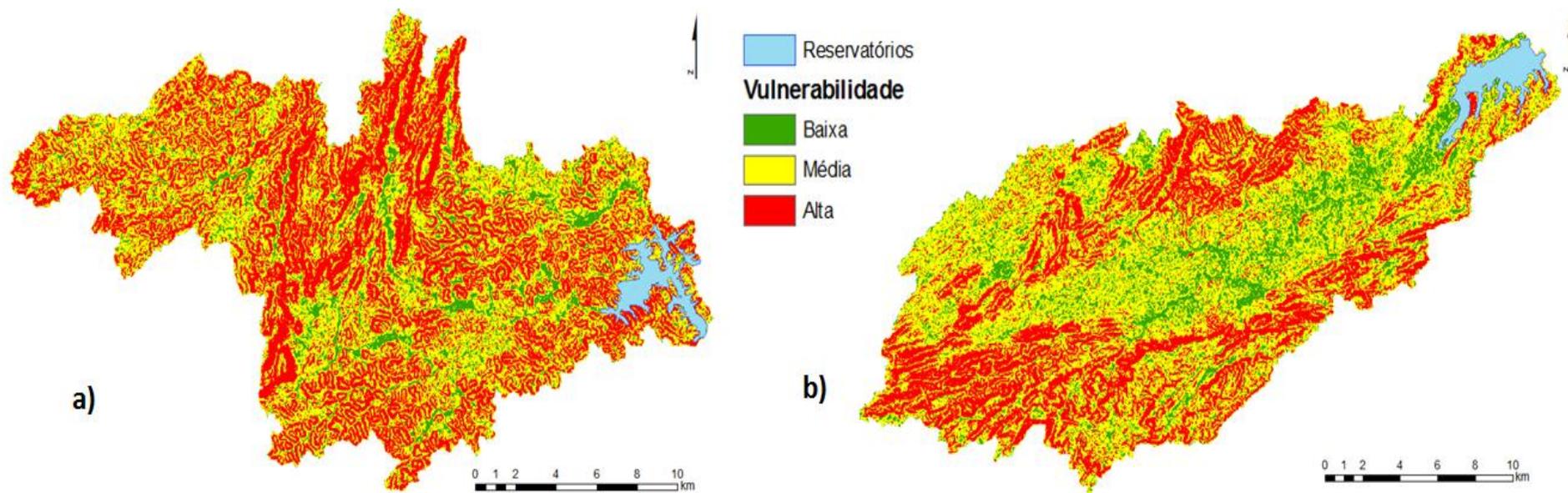


Figura 23 - Distribuição espacial da vulnerabilidade correspondente para cada classe de declividade nas Bacias Hidrográficas dos Reservatórios Pirapama (a) e Tapacurá (b). (Fonte: APAC, 2018)

5.3.3 Estudos topobatimétricos e vulnerabilidade ao assoreamento

Conforme estudo realizado pela APAC (2018), que emprega o método da ANA (2013), o reservatório de Tapacurá pode ser classificado com um nível de criticidade médio (0,62) ao assoreamento e o Reservatório Pirapama com um nível de criticidade alto (1). Os resultados demonstram que, embora os reservatórios tenham elevado potencial de produção de sedimentos na bacia (vulnerabilidade à erosão), o reservatório de Pirapama possui um regime de operação elevado devido à maior vazão a montante, o que proporciona um baixo tempo de residência da água no reservatório. Nos capítulos 3 e 4 estimou-se em 377 dias e 69 dias o tempos de residência para Pirapama e Tapacurá, respectivamente.

A análise da Figura 24 sugere a existência, para o reservatório Pirapama, de depósitos de delta, que se estendem ao longo de, aproximadamente, 3,2 km. Relativamente ao assoreamento junto ao açude, de acordo com o levantamento batimétrico de maio 2011, os sedimentos estavam, aproximadamente, entre as cotas 27 e 33 m. Na proximidade da tomada de água, os sedimentos estavam, aproximadamente, entre as cotas 23 e 26 m. Assim, uma vez que a tomada de água está situada na cota 28,5 m, pode-se concluir que os sedimentos se encontram relativamente próximos dessa altura, o que poderá comprometer a exploração do reservatório a médio/longo prazo.

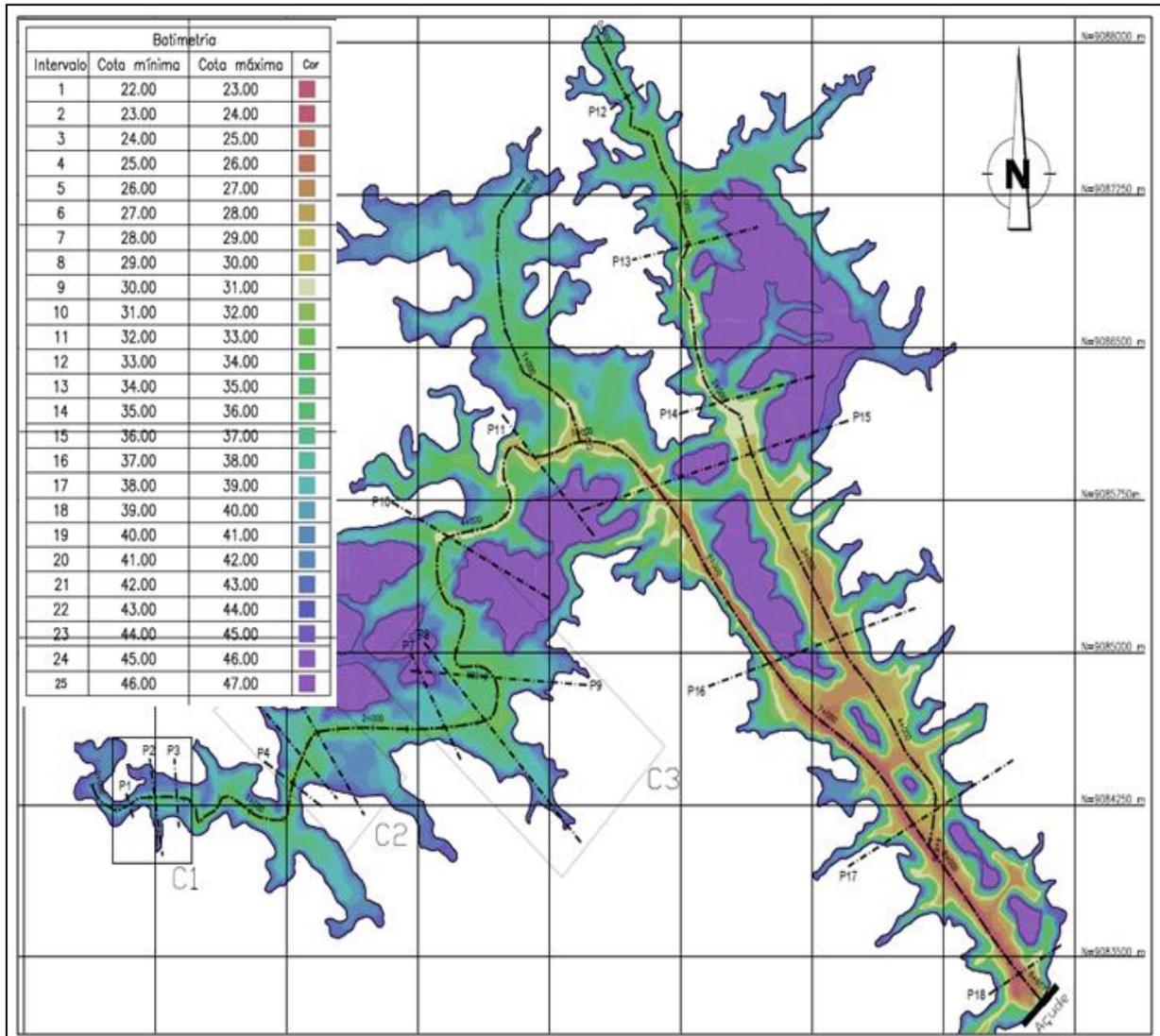


Figura 24 - Seções transversais e perfis longitudinais para controle topobatimétrico no reservatório de Pirapama. (Fonte: APAC, 2018)

Conforme orientações para atualização das curvas Cota x Área x Volume (ANA, 2013), para reservatórios com alta criticidade ao assoreamento, devem ser instaladas, 3 conjuntos (com 3 seções de controle topobatimétrico, cada) posicionando-as no seu quartil superior (trecho de montante), incluindo a zona de remanso (zona onde ocorrem os depósitos de maior dimensão) e delta (Figura 23 e Tabela 7), de acordo estas informações sistematizadas.

Tabela 7 - Localização das seções de controle topobatimétrico propostas para o reservatório Pirapama.

Conjunto	Secção	Coordenadas X		Coordenadas Y	
C1	P1	266581.0069	266619.9213	9084304.8529	9084187.2405
	P2	266715.2829	266788.2476	9084478.0222	9083998.8244
	P3	266856.4777	266881.2512	9084477.1199	9084138.8480
C2	P4	267369.7771	267697.2488	9084462.5931	9084241.6344
	P5	267281.0317	267784.3917	9084801.2217	9084279.6800
	P6	267447.3482	267939.8775	9084939.2930	9084200.3708
C3	P7	268204.6953	268489.9802	9084996.7221	9084472.1530
	P8	268283.2538	269175.5645	9085045.9570	9084065.4447
	P9	268204.5146	269209.2071	9084908.2496	9084838.2585

Com relação ao Reservatório Tapacurá, a análise da Figura 25 permite verificar a existência de depósitos de remanso e a formação de um delta em uma extensão de, aproximadamente, 4,4 km, até, aproximadamente, 4,2 km a montante do eixo do Açude. Na proximidade do Açude, os sedimentos estavam em junho de 2011, aproximadamente, entre as cotas 74 e 80 m.

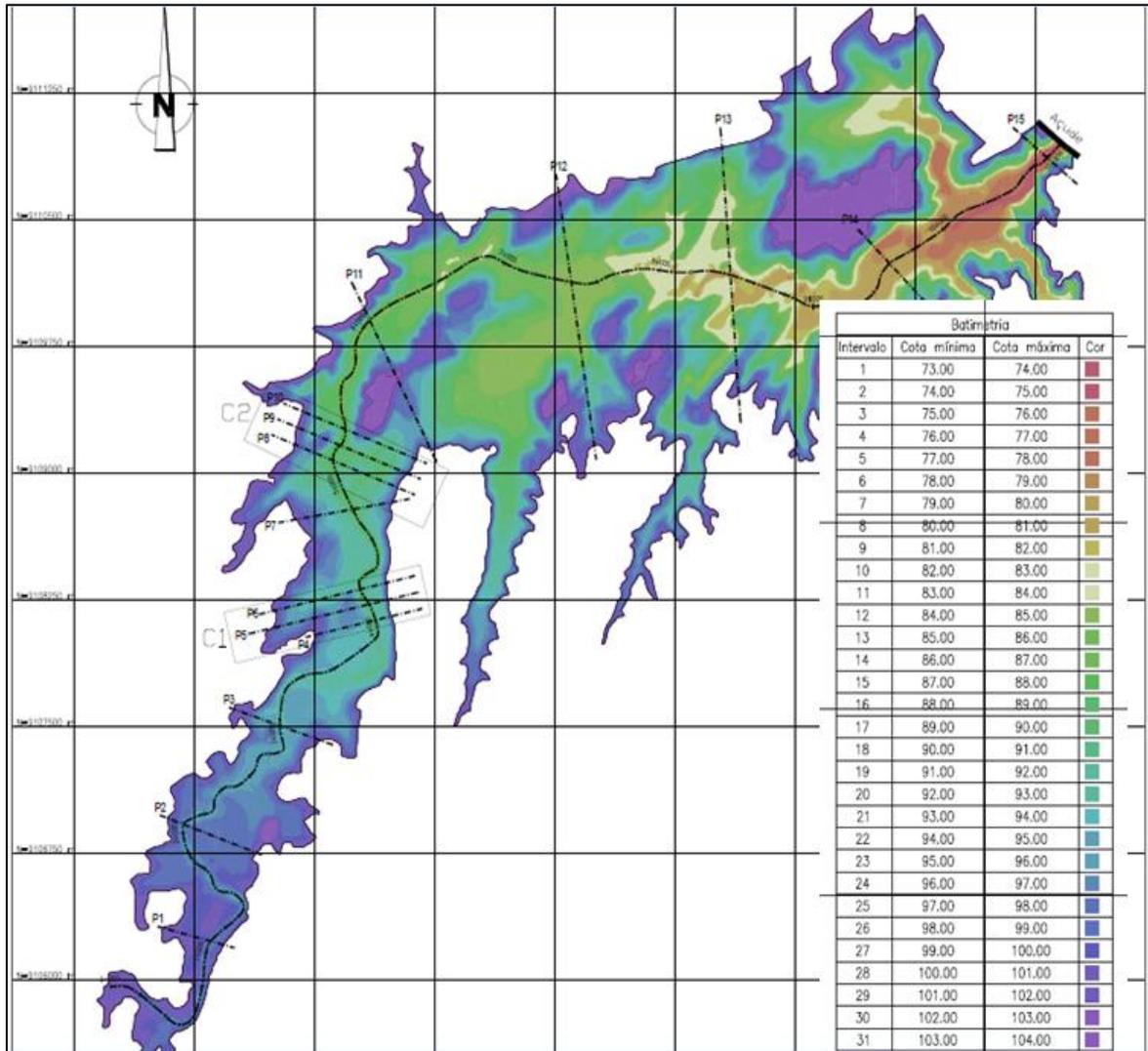


Figura 20 - Seções transversais e perfis longitudinais para controle topobatimétrico no reservatório de Tapacurá. (Fonte: APAC, 2018)

Tendo por base as orientações de ANA (2013), foram definidos dois (2) conjuntos de três (3) seções de controle (Figura 24 e Tabela 8) para os Reservatórios Tapacurá uma vez que este reservatório apresenta um nível de criticidade ao assoreamento médio. A Tabela 8 indica a localização das seções de controle de assoreamento para Tapacurá.

Tabela 8 - Localização das seções de controle topobatimétrico propostas para o reservatório Tapacura.

Conjunto	Secção	Coordenadas X		Coordenadas Y	
C1	P4	256943.3602	257668.5004	9108031.7820	9108200.2109
	P5	257645.8756	256585.3236	9108297.6178	9108051.1931
	P6	257623.2508	256654.7105	9108395.025	9108167.6602
C2	P8	256730.7467	257623.9661	9109230.4290	9108875.1096
	P9	257660.9286	256767.7092	9108968.0277	9109323.3471
	P10	256804.6716	257697.8910	9109416.2652	9109060.9458

5.3.4 Vulnerabilidade à poluição e uso e ocupação do solo

De acordo com as outorgas de retirada emitidas nas duas bacias de contribuição (Anexos VI e VII), a bacia do Tapacurá possui maior número de outorgas, principalmente industriais, o que denota maior presença de atividades potencialmente poluidoras a montante do reservatório.

Considerando municípios inseridos em parte na AII do reservatório de Tapacurá (São Lourenço da Mata, Chã Grande, Gravatá e Glória do Goitá) e aqueles pertencentes à AII do reservatório de Pirapama (Cabo de Santo Agostinho e Escada), bem como os municípios com parte de duas áreas inseridas nas duas bacias (Vitória de Santo Antão, Pombos e Moreno) avalia-se pelo método WRASTIC que, dentre uma vulnerabilidade baixa a muito elevada (Tabela 5), as bacias de contribuição dos dois reservatórios enquadram-se na vulnerabilidade elevada. Destaca-se que somente a bacia do Tapacurá possui sedes municipais a montante no reservatório, com localizações muito próximas ao curso de água principal (Pombos e Vitória de Santo Antão)

O Município de Vitória de Santo Antão prevê em seu Plano Diretor o programa de combate às enchentes da bacia do rio Tapacurá e o programa de despoluição e separação dos esgotos e córregos ribeirões (VITÓRIA DE SANTO ANTÃO, 2006).

Já o município de Pombos estabelece A Zona de Proteção Ambiental (ZPA) compreende as áreas destinadas à preservação e à conservação do meio ambiente, constituindo-se em: (a) Áreas de Proteção Permanente (APP): compreende as áreas de mananciais relativas a matas, cursos d'água e reservatórios, destinadas à preservação, recuperação e regeneração do

ambiente natural, para as quais serão realizados mapeamentos de identificação e delimitação com a implantação de áreas non-aedificandi de proteção, de acordo com os parâmetros estabelecidos pelo Código Florestal Brasileiro; (b) Setor de Proteção Ambiental 1 (SPA 1) – compreende a área de coqueiral ao longo do Rio Tapacurá, na área urbana e os fundos de vale; (c) Setor de Proteção Ambiental 2 (SPA 2) – compreende as áreas destinadas a atividades agrícolas, onde serão permitido o parcelamento para a implantação de condomínios horizontais; (d) Setor de Proteção Ambiental 1 (SPA1): compreende as áreas vazias, situadas à margem do Rio (POMBOS, 2004).

O peso da divisão político-administrativa sobre a qualidade das águas dos reservatórios não pode ser claramente definido, uma vez que na prática, percebem-se deficiências na execução das leis municipais, na região como um todo. Este quadro reforça o fato de que sedes municipais localizadas a montante, e próximas aos cursos de água principais, tem alta probabilidade de exercer influências comprometedoras da qualidade das águas dos reservatórios.

Muito embora não haja presença expressiva de cultivo na AII e AID de Tapacurá (Figura 26), as sedes municipais acabam por ter mais peso na persistência de uma má qualidade da água do reservatório, devendo-se considerar também que a cana-de-açúcar predomina em mesoescala, e provavelmente exerça influência relativa na qualidade hídrica. Ao passo que Pirapama (Figura 27), cujas AII e AID são marcadas pela presença expressiva de cana-de-açúcar, e sem sedes municipais a montante, apresenta indícios de vulnerabilidade à degradação da qualidade da água no período chuvoso.

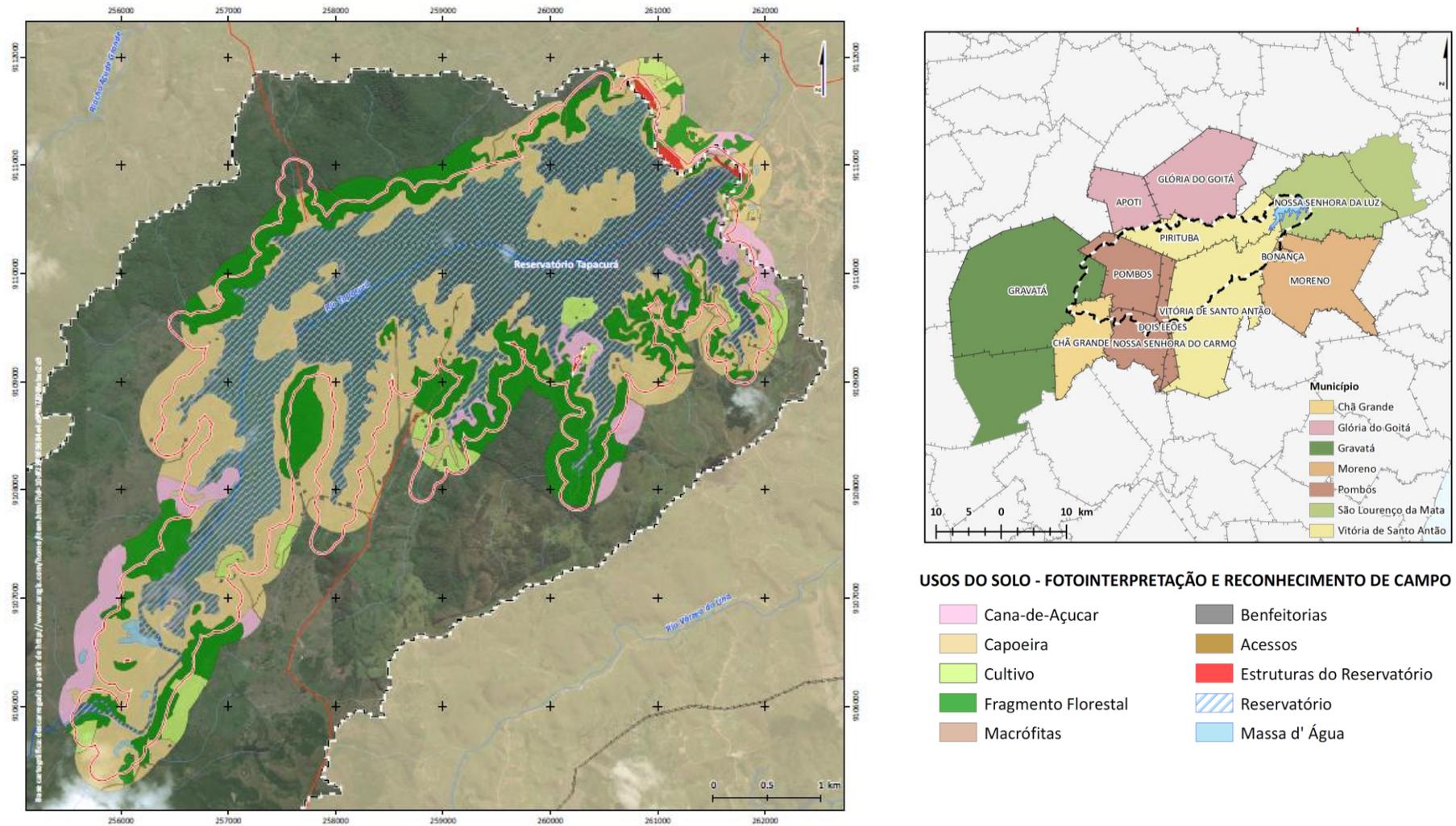


Figura 21 - Uso e ocupação do solo e divisão político-administrativa na bacia de contribuição do Reservatório Tapacurá. (Fonte: APAC, 2018)

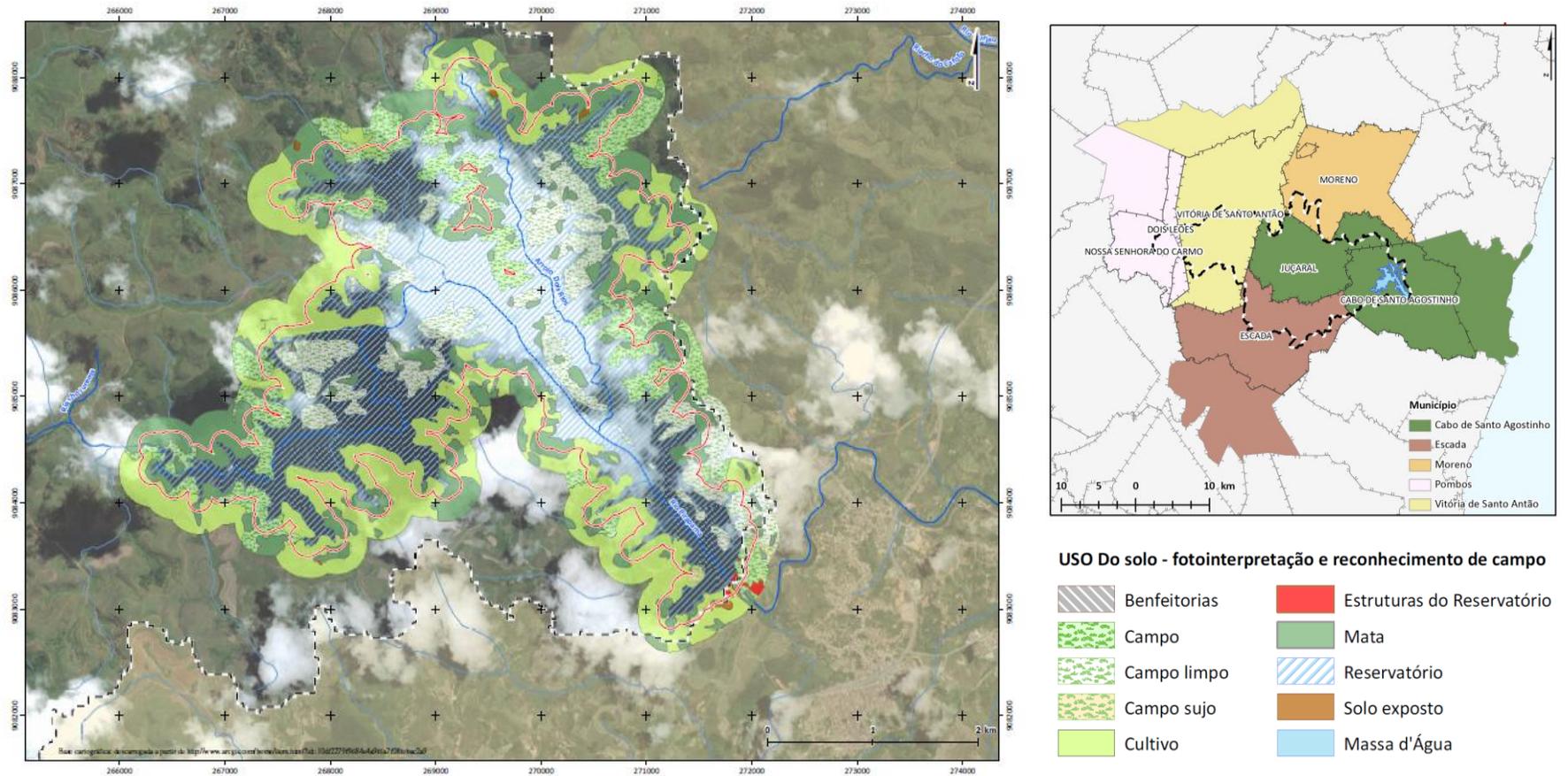


Figura 22 - Uso e ocupação do solo e divisão política-administrativa na bacia de contribuição do Reservatório Pirapama. (Fonte: APAC, 2018)

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 CONCLUSÕES

O trabalho realizado, acrescido dos dados e informação histórica disponível sobre cada um dos reservatórios, permite inferências e avaliações sobre a sua qualidade ambiental, assim como se pretendeu nos objetivos deste trabalho.

Os dois reservatórios apresentam consideráveis vulnerabilidades aos processos de eutrofização, erosão e assoreamento, sendo estas vulnerabilidades em maior parte influenciadas tanto pelo que ocorre na bacia de drenagem, quanto pelo que se passa no entorno do reservatório. Atividades como o tipo de agricultura praticado nas áreas estudadas são potencializadoras da poluição difusa, ainda mais quando estão presentes nas áreas de AID e na APP.

Aliado a estes fatores, o pulso das chuvas, e o tempo de residência da água são os principais responsáveis pelas flutuações na qualidade hídrica para os dois reservatórios. Outro fator que deve ser considerado é a idade do reservatório. Tapacurá, por ser mais antigo, possui uma fonte interna de nutrientes mais expressiva, maximizada pelo seu alto tempo de residência.

A falta de um efeito concreto do planejamento da concepção de Pirapama, indica a falta de prioridade nas questões ambientais, em detrimento das questões econômicas.

Embora seja comum que os órgãos responsáveis pelo saneamento detenham o controle prevenção sob o tratamento adequado para água com elevada densidade de cianobactérias, devem-se existir também medidas que se proponham a reverter estado atual de degradação desses reservatórios.

Particularmente para o reservatório Pirapama, a morfologia da bacia, as consideráveis taxas pluviométricas e uso e ocupação desprovidos de critérios ambientais na APP e na AID, permitem evidenciar de forma mais clara os reflexos do que ocorre na bacia sobre a qualidade hídrica da região lântica. Por outro lado, a vazão considerável também permite uma renovação mais rápida da água em termos qualitativos, o que explica seus níveis bons de qualidade hídrica, bem como uma variação expressiva das comunidades dos biodindicadores fitoplantônicos, e maior amplitude na diversidade.

Embora o reservatório Tapacurá tenha um maior potencial de produção de sedimentos na bacia, conforme capítulo 4, ambos os reservatórios possuem valores acima de um limite em que se considera o potencial elevado para erosão na bacia. Para o reservatório Pirapama,

especificamente, o maior volume de chuvas e a influência dos usos do solo na bacia, somam-se a este potencial de produção de sedimentos, tornando-o relativamente mais vulnerável ao assoreamento, comparado com o reservatório Tapacurá. O maior percentual de cobertura vegetal na AID e na APP de Tapacurá também interfere de forma a reduzir a vulnerabilidade.

Uma vez que não existem levantamentos batimétricos de referência para os reservatórios em estudo, não foi possível comparar a análise do levantamento batimétrico com uma situação de referência, de forma que este diagnóstico, bem como o monitoramento das seções, servem de referência para os próximos levantamentos.

As taxas de precipitação, relativamente mais baixas nas áreas de influência do reservatório Tapacurá, a evaporação intensa da região, e a dimensão do reservatório, resultam na redução do seu nível de água, o que influencia na qualidade da água em termos de estado trófico e de composição do fitoplâncton, com maior persistência da dominância de cianobactérias. A presença de outorgas de captação mais próximas ao curso de água principal e em maior número, na bacia do Tapacurá, também denuncia influência industrial sobre a qualidade hídrica, uma vez que é sabido que o saneamento na região é em grande parte deficiente.

Na medida em que este trabalho evidencia vulnerabilidades elevadas para os reservatórios, ao contrário do que diz o mero monitoramento periódico do IQA, por exemplo, a avaliação da qualidade ambiental dos reservatórios realizada neste estudo pode ser exposta de forma mais precisa.

Por fim, a vulnerabilidade à degradação do reservatório de Pirapama pode ser melhor percebida no período chuvoso, o que denota maior influência da monocultura predominante, ausência de vegetação e vulnerabilidade à erosão. O reservatório de Tapacurá, além da presença em mesoescala de cana-de-açúcar, embora tenha APP com cobertura vegetal considerável, reflete a influência negativa persistente das áreas urbanas presentes a montante.

6.2 RECOMENDAÇÕES

Muito embora Pirapama tenha sido bem planejado e acompanhado internacionalmente, por COBHs e Tapacura tenha sido executado, inicialmente para conter cheias, os dois reservatórios, os dois reservatórios carecem de intervenções na mesma ordem e intensidade. Isso decorre da descontinuidade dos trabalhos planejados, como foi visto quando identificado em outros estudos, bem como pela proporção do crescimento econômico da região como um todo.

Conforme Guia de Avaliação de Assoreamento de Reservatórios (CARVALHO et al., 2000), e atendendo à capacidade de armazenamento dos reservatórios em estudo, a frequência de realização de levantamentos batimétricos deve ser de cinco (5) anos.

Entretanto a definição de seções de controle são um meio eficiente de acompanhar a evolução dos depósitos sedimentares, quando não é possível manter esta frequência de levantamentos, dado que é uma atividade dispendiosa.

O monitoramento do assoreamento permitirá decidir quando e onde se deverão realizar dragagens nos reservatórios, caso isso venha a ser necessário para garantir o seu funcionamento no melhor estado, e até mesmo para garantir condições de segurança (por exemplo, evitando o acúmulo de sedimentos junto ao barramento, comprometendo a sua integridade estrutural).

É importante a implementação de práticas de controle à erosão nas bacias e o melhoramento das redes de drenagem das águas na bacia, facilitando assim o escoamento das águas superficiais em eventos de chuva mais intensos, diminuindo o seu efeito de arrasto do solo e, conseqüentemente, reduzindo a erosão e posterior assoreamento do reservatório.

A restauração florestal nas áreas mais críticas, baseando-se na distribuição da vulnerabilidade à erosão apresentada no capítulo 3, combate diretamente o problema da produção de sedimentos na bacia.

Desde a construção da barragem de Pirapama, seu reservatório foi objeto de estudos acadêmicos, do planejamento de ações de gestão dos seus recursos hídricos, a partir de instituições estaduais, responsáveis pelo planejamento ambiental, das prefeituras integrantes, fóruns e diversas organizações comunitárias.

Os capítulos anteriores mencionam alguns estudos importantes no reservatório, quanto à problemática do vinhoto e a agenda 21 para o reservatório. Devem-se realizar medidas corretivas e ações fiscalizatórias para as áreas de cultivo e sua safra na AID e AII, no sentido de impedir seus reflexos na qualidade da água. Tais ações devem possuir *buffer* de extensão sob o Rio Pirapama, bem como podem ser resultado de um Plano Ambiental de Conservação e Uso do Entorno do Reservatório (PACUERA). As ações e diretrizes já existentes para o Reservatório de Pirapama compõem pontos de partida necessários para a operacionalização de um PACUERA.

Para o reservatório Tapacurá, uma vez que o tempo de residência é considerável, o que resulta conseqüentemente em elevadas taxas de sedimentação, propõe-se medidas de redução dos depósitos de nutrientes através da utilização de biofilmes. Embora as descargas de fundo

sejam uma medida eficiente para o reservatório Tapacurá, é apropriado somente para anos com chuvas acima da média, de forma a não agravar a situação de escassez no reservatório.

Como medidas mitigadoras corretivas biológicas, pode-se utilizar da introdução de peixes herbívoros, excetuando-se a Tilápia e priorizando sempre a reestruturação da ictiofauna nativa, com o objetivo de consumirem as plantas aquáticas e algas que promovem a eutrofização dos reservatórios. Pode-se também remover peixes, através da biomanipulação, que se alimentam de zooplâncton, para que este seja abundante e consuma o fitoplâncton em excesso.

No caso de introdução de peixes, esta deve ser afinada programada em função das características locais e comunidade de pescadores, e seguindo-se os fundamentos da ecologia aplicada, de forma de não se interfira nos processos ecológicos destes ecossistemas artificiais, já tão vulneráveis.

Se por um lado a restauração florestal combate a erosão para o reservatório Pirapama, para o reservatório Tapacurá, ela também pode ser uma medida que garanta a disponibilidade hídrica. A restauração florestal de nascentes olhos de água, zonas de recarga e de declive poderia ser programada primeiramente em assentamentos eventualmente presentes naquelas áreas, dada a maior facilidade, do ponto de vista socioambiental e burocrático, destas áreas em se trabalhar com convênios, por exemplo, para a revitalização de bacias.

Considerando a vulnerabilidade à poluição, não sendo possível alterar significativamente as características do reservatório as medidas têm de incidir, sobretudo, na origem dos nutrientes, com o desenvolvimento dos sistemas de tratamento dos efluentes urbanos e industriais, de modo a reduzir a carga orgânica e poluente que acaba entrando no reservatório. Em outras palavras, o elevado tempo de residência do reservatório Tapacurá, requer que o manejo a montante seja mais restritivo à produção de nutrientes. Fossas ecológicas podem auxiliar na redução das fontes de poluição domésticas difusas.

Esta medida deverá começar por um levantamento completo de todas as fontes pontuais e difusas de poluição no entorno do reservatório, seguindo depois para os cursos de água que a ele afluem. As medidas a serem tomadas, após esta identificação, poderão ser de redução ou contenção, sendo a sua natureza e extensão determinadas em função das características da origem da fonte de poluição (tipo de poluente, vazão, etc.).

Em se tratando de dados de vazão, a maioria das informações hidrológicas no Brasil é de escalas maiores. Esta situação é decorrência do principal uso, priorizado no passado para aproveitamento hidrelétrico, que se viabilizam a partir destas escalas (MENDIONDO e TUCCI, 1997). Santos e Silva (2005) reforçam a importância das estações de dados

hidrológicos no Nordeste brasileiro, para calibração e validação de modelos físicos de erosão, chuva vazão, etc.

É importante a medição contínua (de forma automática), de dados de vazão, por exemplo, principalmente para a implementação do exercício de modelagem matemática de qualidade, pratica cada vez mais aplicada aos recursos hídricos.

Para as medidas mitigadoras, sejam elas preventivas ou corretivas, modelos de previsão de qualidade hídrica são uma importante ferramenta na seleção, e até hierarquização da importância, das medidas a aplicar.

Um dos aspectos que poderá ser considerado nos planos futuros de monitoramento diz respeito à utilização de imagens de detecção remota para estimar valores de parâmetros de qualidade da água. No entanto, para que este método seja implementado, será primeiro necessária a realização de um monitoramento por um período longo de propriedades como a clorofila, pois só com dados *in situ* é possível calibrar o algoritmo de análises as imagens. Sem este trabalho, não é possível a utilização das imagens de satélite na análise da evolução da qualidade das massas de água.

Há uma tendência natural de aumento da demanda hídrica para a Região Metropolitana do Recife, o que afeta diretamente no tempo de residência da água nos reservatórios. Esta variação no tempo de residência deve-se intensificar com as alterações nas precipitações, decorrentes da variabilidade climática prevista. Variações no clima contribuem tanto para o aumento da escassez bem como para o assoreamento, devido à intensidade pluviométrica provocada pela concentração das chuvas. Neste contexto, existem trabalhos baseados em modelos chuva-vazão propondo planos de ações para cada cenário, que devem ser considerados.

6.3 APLICAÇÃO DO ESTUDO INTEGRADO EM OUTROS RESERVATÓRIOS DO ESTADO

Haja vista a relação não linear entre morfometria do manancial, o uso e cobertura e as características limnológicas, muitas vezes a correlação entre esses fatores não é identificada estatisticamente. A ausência de uma vegetação nativa bem preservada na bacia pode explicar o baixo efeito estatístico da paisagem sobre a qualidade da água (BORGES *et al.*, 2016).

O Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas – PNQA da ANA, lançado em 2010, vem tornando as informações quantitativas e qualitativas mais robustas, contribuindo gradativamente para melhor avaliar a qualidade ambiental de reservatórios. Particularmente, em Pernambuco, estes dados podem ser associados a imagens de alta

resolução do Programa “Pernambuco Tridimensional - PE3D”, em processo de finalização. Estes dois importantes recursos permitem avaliar vulnerabilidade, à eutrofização, ao assoreamento e à degradação como um todo dos mananciais no Estado de Pernambuco. É importante levantar o quantitativo de planejamentos socioambientais acerca do empreendimento do reservatório, bem como aqueles previstos após sua concepção.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ação humana sobre os reservatórios tem favorecido alterações causadoras de interferências no que diz respeito ao uso indiretos e diretos dos recursos naturais da bacia. Fontes de enriquecimento tais como descargas domésticas e industriais e águas residuais urbanas e agrícolas têm restringido drasticamente o tempo de vida útil destes ecossistemas. O desequilíbrio inevitável, provocado por essa interferência nas bacias de drenagem destes ecossistemas aquáticos, repercute sobre o fenômeno de envelhecimento lento e natural destes corpos, substituindo-o por modificações relativamente instantâneas e de difícil reversão.

A construção de barragens, objetiva justamente a disponibilidade hídrica. Entretanto, desde a época do Brasil-Colônia relata-se sobre a ineficácia, em se maximizar o aproveitamento dos deflúvios anuais concentrados em poucos meses, devido à deficiência de uma cultura de convivência com as condições ambientais naturais à região Nordeste do Brasil. A açudagem é politicamente difundida na região desde os níveis regionais aos territoriais e tem como produto as grandes obras de represamento para abastecimento na região Nordeste, que conta com mais de 70.000 açudes.

A construção de represas, portanto, pelo seu modo de operação e gestão de sua bacia de drenagem, vem a ser mais um agravante para a disponibilidade hídrica em termos qualitativos e até mesmo quantitativos no decorrer do tempo. Para os casos de estudo, e demais outros da região, o avanço indiscriminado e consciente sob o descumprimento da lei, e ao mesmo tempo submergido em um paradigma do acúmulo, da expansão e do patrimonialismo patriarcal são as causas do atual uso e ocupação desordenados e em desarmonia com os processos necessários à manutenção da saúde ambiental dos mananciais de abastecimento.

A falta de resultados expressivos às ações propostas para as problemáticas socioambientais destes mananciais, em trabalhos anteriores, corrobora com as afirmações expostas. Na região de estudo, é fato que as tentativas de remediações socioambientais geralmente resultam em conflitos e rupturas. Um exemplo atual, é a elaboração do PACUERA e da própria implantação do reservatório Engenho Maranhão no estado de Pernambuco, bacia hidrográfica do Ipojuca,

vizinha ao Capibaribe e de mesma localização morfoclimática predominante dos reservatórios aqui estudados. Os processos foram marcados por desentendimentos entre as diversas partes, comunidade local indenizada de forma desproporcional, e grandes propriedades descumprindo os limites legais e do ambiente natural.

Esta pesquisa se deteve a demonstrar que uma abordagem integrada da qualidade ambiental dos reservatórios, como ecossistemas, revela resultados distintos daqueles gerados pelo monitoramento periódico local da qualidade da água pelos órgãos estaduais. O estudo partiu do pressuposto de que abordagens socioambientais já foram objeto de estudo das respectivas bacias, e vem então a ser um argumento técnico sobre as implicações para a saúde ambiental dos mananciais, caso não haja o cumprimento de condições básicas, legais e naturais.

Ao mesmo tempo, por mais que não tenha uma vertente socioambiental, diante da problemática abordada, não se pode desvincular de tais questões. Estes mananciais, principalmente Pirapama, existem também para suprir das demandas do Complexo Portuário Industrial de SUAPE. O processo de implantação do CPIS foi visto como o “mal socioambiental necessário” para o desenvolvimento da região, haja vista as prioridades urgências e até desencontro com as leis ambientais, inclusive desocupando vários engenhos (SILVA e GOMES, 2017). Há um aumento constante de indústrias nos municípios que compõem as áreas de influência direta dos dois reservatórios, sendo o atrativo, a disponibilidade de água. O aumento de indústrias diversifica também os compostos efluentes que requerem tratamentos avançados.

Desta forma deve-se em contra ponto, ao menos, estabelecer prioridades também para o cumprimento da lei humana e contribuir para o cumprimento da lei natural dos processos ecológicos dos mananciais, no sentido de serem tomadas providencias a respeito das áreas de cultivo e/ou seus processos presentes nas áreas de influência e nas APPs dos reservatórios, assim como qualquer ordenamento territorial que vá de encontro à legislação e à saúde ambiental em suas bacias hidráulicas.

Reforça-se ainda que de nada será válido para os resultados aqui encontrados e aqueles eventualmente produzidos pela replicação a outros mananciais do Estado, se não forem utilizados em conjunto com a remediação dos problemas identificados do ponto de vista socioambiental, em trabalhos anteriores e aqueles que estarão por vir. Entende-se também que uma avaliação integrada requer maior esforço e envolvimento de profissionais de outras áreas, caminho o qual o Estado de Pernambuco torna viável pelos órgãos e ferramentas que possui atualmente.

É importante o acordo mútuo e a harmonia entre os órgãos estaduais relacionados direta ou indiretamente com a gestão dos recursos hídricos. Isto permite, dentre outras vantagens, a sistematização para acesso mútuo a informações comuns nos seus respectivos bancos de dados, a exemplo dos dados de vazão (os órgãos de saneamento têm mais controle das vazões, que por sua vez, são úteis para estudos realizados por órgãos reguladores e de pesquisa). É importante também o fortalecimento do quadro institucional dos determinados órgãos, com quadro de pessoal suficiente e estímulo à permanência nos mesmos.

O fortalecimento é inclusive necessário para a reversão do quadro de abandono no dos reservatórios que devem ser mais bem fiscalizados quanto àquelas intervenções diretas e descumpridoras da lei, a exemplo de retiradas com vazões bem acima dos limites da subsistência. Ao mesmo tempo a permanência e o fortalecimento do quadro institucional contribuem para impedir o descompasso das várias ações planejadas para as bacias hidrográficas do Estado.

Por fim, ressalta-se a importância da presença cobertura vegetal na bacia. Toma-se como referência a frase adotada Secretaria de Meio Ambiente de Extrema (MG): “Quem mantém a floresta viva não precisa de volume morto”. Extrema tem projeto de recuperação de nascentes premiado pela ONU. Segundo o site do portal Believe.Earth (BELIEVE.EARTH, 2017), a frase é uma referência à maior crise hídrica da história de São Paulo, em 2014, que diante das circunstâncias, sujeitou ao órgão competente a utilização das reservas de emergência do Sistema Cantareira, um complexo de represas responsável pelo abastecimento de água de quase metade da população da maior metrópole do país.

Embora contemple em sua maioria região de zona da mata, onde há precipitações consideráveis, não é um exagero afirmar que o reservatório Tapacurá corra o mesmo risco de chegar ao volume morto (historicamente já esteve com volume abaixo de 50% da capacidade).

Apesar de artificiais, os reservatórios possuem uso contemplativo e sua existência ao longo do tempo fixa valores paisagísticos e culturais, bem como, não se pode esquecer da utilização in natura e do contato direto com a água do reservatório pelas comunidades locais. A presença da cana de açúcar, que inclusive contribui para a erosão, embora seja um tipo de cobertura vegetal, e que cuja produção ineficiente na região, comparadas a outras regiões do país, estimula o avanço em mais áreas, vai de encontro aos valores e impactos positivos que surgem ao longo do tempo pela presença dos reservatórios artificiais.

REFERÊNCIAS

- ADRIAN R, O'REILLY CM, ZAGARESE H, BAINES SB, HESSEN DO, KELLER W, LIVINGSTONE DM, SOMMARUGA R, STRAILE D, VANDONK E, WEYHENMEYER GA, WINDER M. Lakes as sentinels of climate change-*Limnol Oceanogr*, v. 54, p. 2283–229. 2009.
- AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA – APAC . Disponível em: http://www.apac.pe.gov.br/noticias.php?noticia_id=791/ Acesso em: 1 de julho de 2018.
- AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA-APAC. Relatório final do “Diagnostico do uso e ocupação do solo, qualidade da água, assoreamento e níveis de eutrofização dos principais reservatórios Pernambucanos de abastecimento humano na Zona da Mata e Agreste Pernambucano: Pirapama, Jucazinho, Carpina, Tapacurá, Poço Fundo e Várzea do Una”, 125p, 2018.
- ALLAN, J.D. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 35, p. 257-284, 2004.
- Agência Nacional de Águas – ANA. Orientações para atualização das curvas cota x área x volume. Superintendência de Gestão da Rede Hidrometeorológica. Brasília: ANA, SGH, 2013
- AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA - APAC. Monitoramento Hidrológico. 2016.
- APHA, AWWA, WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21. ed. Washington, DC, 2005.
- BACALHAU, J.; RIBEIRO NETO, A.; MONTENEGRO, S. Water Supply Reservoir Operation in Relation to Climate Variability: Pirapama River Basin (Pernambuco-Brazil). *Journal Of Urban And Environmental Engineering*, v. 10, n. 2, p. 279-287, 2016.
- BACELLAR, L. D. A. O papel das florestas no regime hidrológico de bacias hidrográficas. *Geo. br*, v.1, p. 1-39, 2005.
- BAKKER, ELISABETH S., AND SABINE HILT - Impact of Water-Level Fluctuations on Cyanobacterial Blooms: Options for Management. *Aquatic Ecology* 50 (3). *Springer Netherlands*, 2009. 1–14. doi:10.1007/s10452-015-9556-x
- BARBOSA, J. E.; MENDES, J. Estrutura da comunidade fitoplanctônica e aspectos físicos e químicos da água do reservatório Acauã, semi-árido paraibano. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FICOLOGIA, Salvador, 2005.

BARBOSA, J.E.L., MEDEIROS, E.S.F., BRASIL, J., CORDEIRO, R.S., CRISPIM, M.C.B. & SILVA, G.H.G.. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnol. Bras.* 24(1):103-118, 2012. 10.1590/S2179-975X201200500003

BRASIL. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão/Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. *CENSO DEMOGRÁFICO 2010: Características da população e dos domicílios: resultados do universo*. Rio de Janeiro, 2011. 270p.

BRASIL, Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Publicado no D.O.U.

BEGUERÍA, S., LÓPEZ-MORENO, J. I., LORENTE, A., SEEGER, M., ANDGARCÍA-RUIZ, J. M - Assessing the effect of climate oscillations and land-use changes on streamflow in the Central Spanish Pyrenees, *Ambio*, 2003. 32, 283–286.

BERHANE, G.; GEBREYOHANNES, T.; MARTENS, K.; WALRAEVENS, K. Overview of Micro-Dam Reservoirs (MDR) in Tigray (Northern Ethiopia): Challenges and Benefits. *Journal of African Earth Sciences*, v. 123, 2016, p. 210–22.

BERTONI, J & LOMBARDI NETO, F. L. *Conservação do solo*. São Paulo. Ícone. 5a Edição. 2005. 355p.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, MC.; DIAS, SN.; MOURA, AN.; CORDEIRO-ARAÚJO, MK.; DANTAS, EW. Seasonal dynamics of cyanobacteria in a eutrophic reservoir (Arcoverde) in a semi-arid region of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 72, n. 3, 2012, p. 533-544

BLANCH, S. Steps to a sustainable Northern Australia. *Ecological Management* 443 & Restoration 9(2), 2008, p. 110-115

BONILLA, S.; AUBRIOT, L.; SOARES, M. C. S.; GONZÁLEZ-PIANA, M.; FABRE, A.; HUSZAR, V. L. M.; LÜRLING, M.; ANTONIADES, D.; PADISÁK, J.; KRUK, C. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiology Ecology*, v. 79, 2012, n. 3, p. 594-607.

BORGES, P. P.; TERESA, F. B.; MARTINS, P. T. A.; NABOUT, J. C. Relative influence of direct and indirect environmental effects on sestonic chlorophyll-a concentration in Cerrado streams. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol.27, n. 3, 2015, p. 301-310.

BORTOLOZZO, A. R.; SANS, L. M. A. Um paralelo entre a USLE e suas novas versões. *Revista Factuicência*, v. 1, n.1, 2001, p. 47-55.

BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 23, n. 1, 2000 p. 13-27.

BOUVY, M.; PAGANO, M.; TROUSSELLIER, M. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (Northeast Brazil). *Aquatic Microbial Ecology*, v. 25, n. 3, 2001, p. 215-227.

BRAGA, A.C.F.M.; SILVA, R.M.D.; SANTOS, C.A.G.; GALVÃO, C.O., NOBRE P. Downscaling of a Global Climate Model for Estimation of Runoff, Sediment Yield and Dam Storage: A Case Study Of Pirapama Basin, Brazil, *Journal of Hydrology (Amsterdam)*, v. 498, 2013, p. 46-58.

BRAGA, R.. Gestão ambiental da bacia do Tapacurá – Plano de ação. UFPE/CTG/DECIVIL/GRH; Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2001. 101p

BRANDIMARTE, A. L.; ANAYA, M.; SHIMIZU, G.Y.; MEIRELLES, S. T.; CANEPPELE, D. Impact of damming the Mogi-Guaçu River (São Paulo State, Brazil) on limnological variables. *Lakes and Reservoirs*, v. 13, 2008, p. 23-35,

BRASIL. Agência Nacional de Águas – ANA. *Orientações para atualização das curvas cota x área x volume. Superintendência de Gestão da Rede Hidrometeorológica*. Brasília: SGH 2013.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução CONAMA n. 357. *Diário Oficial da União*, n. 53, 2005, p. 58-63.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental/Sistema Na

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. A. Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais. São Carlos: Rima, 109 p.2006.

CALLIERI, C.; BERTONI, R.; CONTESINI, M.; BERTONI, F. Lake level fluctuations boost toxic cyanobacterial “Oligotrophic Blooms”. *PLoS ONE*, v. 9, n. 10, 2014, p. 1 – 8.

CAO, L.; BALA, G.; CALDEIRA, K. Why is there a short-term increase in global precipitation in response to diminished CO₂ forcing? *Geophysical Research Letters*, v. 38, n. 6, 2011, p. 1-6..

CARMICHAEL, W. W. A review: cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology*, v. 72, n. 6, 1992, p. 445-459..

CARNEIRO, F. M., NABOUT, J. C., VIEIRA, L. C. G., ROLAND, F., & BINI, L. M. Determinants of chlorophyll-a concentration in tropical reservoirs. *Hydrobiologia*, 2014.740(1), 89–99

CARNEY, E. Relative influence of lake age and watershed land use on trophic state and water quality of artificial lakes in Kansas. *Lake and Reservoir Management*, v. 25, 2009, p. 199–207.

CARPENTER, S. R.; STANLEY, E. H.; VANDER ZANDEN, M. J. State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical and biological changes. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 36, 2011, p. 75–99.

CARVALHO, N. O. *Hidrossedimentologia prática*. 2ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 2008. 599 p.

CARVALHO, N. O; FILIZOLA Jr., SANTOS, P. M. C; LIMA, J. E. F. W. - *Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios Brasília*: ANEEL, 140p. 2000.

CATHERINE A.; TROUSSELLIER M.; BERNARD C. Design and application of a stratified sampling strategy to study the regional distribution of cyanobacteria (Ile - de-France, France). *Water Research*, v. 42, n. 5, 2008, p. 4989–5001.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. IQA – Índice de Qualidade das Águas. São Paulo: CETESB, 2015. Disponível em:.pdf. Acesso em: 15 de julho de 2017.

CHIOSSI, Nivaldo. *Geologia de engenharia*. Oficina de Textos, 2015. 424 p

Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS. Aplicativo Série Histórica. 2013. Disponível em: <<http://app.cidades.gov.br/serieHistorica/>>. Acesso em: 06 nov. 2015.

COMPANHIA PERNAMBUCANA DE SANEAMENTO – COMPESA. (2018) Disponível em: <https://servicos.compesa.com.br/abastecimento-de-agua/> Acesso em: 16 julho 2018.

COMPANHIA PERNAMBUCANA DE SANEAMENTO – COMPESA. (2018) Disponível em: <https://servicos.compesa.com.br/wp-content/uploads/2016/01/tapacura.pdf/> Acesso em: 16 julho 2018.

CUI, Y.J.; LIU, D.F.; ZHANG, J.L.; SONG, L.X.; HUANG, Y.L.; XIAO, S.B.; FAN, D.X. Effects of rainstormson nitrogen and phosphorus runoff in two small basins of the three gorges watershed, China. *International Journal of Earth Sciences and Engineering*, v. 8, 2015, n. 6,1, p. 3093-3100.

CUNHA, D. G. F., SABOGAL-PAZ, L. P., & DODDS, W. K., SABOGAL-PAZ, L. P., & DODDS, W. K. Land use influence on raw surface water quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil) *Ecol. Eng.* 94, 2016, p. 516–524.

CURI, R. C.; CURI, W. F.; BARBOSA, D. L. Um Estudo de Caso da Operação Integrada Ótima de três reservatórios para o reforço do abastecimento da RMR. s. d.. Disponível em: <http://www.lenhs.ct.ufpb.br/html/downloads/serea/4serea/serea2002/trabalhos/A31_31.pdf>. Acesso em: 19 nov. 2015.

DEVERCELLI M.; SCARABOTTI P.; MAYORA G.; SCHNEIDER B.; GIRI F. Unravelling the role of determinism and stochasticity in structuring the phytoplanktonic metacommunity of the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*. v. 764, n. 1, 2016, p 139 – 156.

DUARTE, C. C. *Análise Dos Impactos Das Mudanças Climáticas no Escoamento Superficial da Bacia Hidrográfica do Rio Tapacurá- PE, a Partir da Utilização de Um Modelo de Balanço Hídrico Mensal Semi-Distribuído*. Dissertação (Mestrado em Geografia) Universidade Federal de Pernambuco Recife, Pernambuco, 125 p, 2009.

DUARTE, C. C.; GALVINCIO, J. D. ; CORREA, A. C. B. ; ARAUJO, M. S. Análise fisiográfica da bacia hidrográfica do Rio Tapacurá - PE. *Revista de Geografia* (Recife), v. 24, 2007, p. 49-63,.

DUPASA, R.; DELMASC, M.; DORIOZD, J. M.; GARNIERE, J.; MOATARF, F.; GASCUEL-ODOUXA, C. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators* , v. 48, 2015, p. 396-407.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia* - Rio de Janeiro. 3ª ed., Editora: Editora Interciência, 2011, 500 p.

EUROPEAN SPACE AGENCY (ESA). Sentinel-2 User Handbook, 2015. Disponível em https://sentinel.esa.int/documents/247904/685211/Sentinel-2_User_Handbook

EVEN, S., BILLEN, G., BACQ, N., THERY, S., RUELLAND, D., GARNIER, J., CUGIER, P., POULIN, M., BLANC, S., LAMY, F., PAFFONI, C. New tools for modelling water quality of hydrosystems: an application in the Seine River basin in the frame of the Water Framework Directive. *Science of the Total Environment* 375 (1–3), 2007 274–291.

FALCONER, I. R. An overview of problems caused by toxic Blue-Green Algae (Cyanobacteria) in drinking and recreational water. *Environmental Toxicology and Water Quality*, v. 14, n. 1, 1999, p. 5-12.

FERREIRA, W. R.; RODRIGUES, D. N. ; ALVES, C. B. M. ; CALLISTO, M. Biomonitoramento de Longo Prazo da Bacia do Rio das Velhas Através de um Índice Multimétrico Bentônico. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 17, n. 13 p. 253-259, 2012.

FIGUEIRÊDO, M. C. B ; TEIXEIRA, A. S. ; ARAÚJO, L. F. P. ; ROSA, M. F; PAULINO, W. D. ; MOTA, S. ; ARAÚJO, J. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, 2007, p. 399-409.

FOURNIER, F. *Climat et erosion*. Paris, Press Universitaires de France, 1960. 201p.

GAMA, A. M. C. F. *Avaliação da agenda 21 da bacia hidrográfica do rio Pirapama*. Dissertação (Mestrado em Gestão e Políticas Ambientais. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco, 173 p, 2003.

GAMA, A. M. C. F. Plano de desenvolvimento sustentável: *Agenda 21 da bacia do Pirapama*. Recife: CPRH/DFID, 92 p. 1999.

GAMA, A. M. F. *Agenda 21: Bacia do Pirapama – Plano de Desenvolvimento Sustentável*, Recife – CPRH/DFID, 1999. 92 p.

GRIMM, A. M.; ACEITUNO, P.. El niño, novamente!. *Rev. bras. meteorol.*, São Paulo , v. 30, n. 4, 2015, p. 351-357, . Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S010277862015000400351&lng=en&nrm=iso>.access on 29 Dec. 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-778620152000>.

GUNKEL, G. ; SOBRAL, M. Re-oligotrophication as a challenge for tropical reservoir management with reference to Itaparica Reservoir, São Francisco, Brazil. *Water Science and Technology*, v. 67, n. 4 , 2013, p. 708-714.

HASLER P., POULICKOVA A. Diurnal changes in vertical distribution and morphology of a natural population of *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagnostidis et Komárek (Cyanobacteria) *Hydrobiologia*, 506-509, pp. 195-201. 2003.

HOUSER, J.N. AND RICHARDSON, W.B, Nitrogen and phosphorus in the Upper Mississippi River: transport, processing, and effects on the river ecosystem: *Hydrobiologia*, Published Online, 2010. DOI 10.1007/s10750-009-0067-4

HOWARTH, R., SWANEY, D., BILLEN, G., GARNIER, J., HONG, B., HUMBORG, C. Nitrogen Fluxes from the landscape are controlled by net anthropogenic nitrogen inputs and by climate. *Front. Ecol. Environ.* 10, 2012, p. 37–43.

HUSZAR, V.L.M., SILVA, L.H.S., MARINHO, M.M., DOMINGOS, P. & SANT'ANNA, C.L. 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. In *The Trophic Spectrum Revisited: The Influence of Trophic State on the Assembly of Phytoplankton Communities* (C.S. Reynolds, M. Dokulil & J. Padisák, eds.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p.67-77

IBGE, 2011. CENSO DEMOGRÁFICO 2010. Características da população e dos domicílios: resultados do universo. Rio de Janeiro.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Censo Agropecuário 2006. IBGE, 2006. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pesquisas/ca/default.asp?o=2&i=P>>. Acesso em: 18 nov. 2015.

JEPPESEN, E.; MEERHOFF, M.; DAVIDSON, T.A.; TROLLE, D.; SØNDERGA, A.R.D.M.; LAURIDSEN, T.L.; BEKLIOGLU, M.; BRUCET, S.; VOLTA, P.; GONZALEZ-BERGONZONI I, NIELSEN, A. Climate change impacts on lakes: an integrated ecological perspective based on a multi-faceted approach, with special focus on shallow lakes. *J Limnol*, 2014, 73:88–111.

JEPPESEN, E.; MEERHOFF, M.; TROLLE, D.; BEKLIOGLU, M.; BRUCET BALMANA, S.; VOLTA, P.; GONZALEZ-BERGONZONI, I.; NIELSEN, A. 'Climate change impacts on

lakes: an integrated ecological perspective based on a multi-faceted approach, with special focus on shallow lakes. *Journal of Limnology*, vol 73, 2014, p. 88-111.

KATSIAPI, M.; MAZARIS, A. D.; CHARALAMPOUS, E.; MOUSTAKA-GOUNI, M. Watershed Land Use Types as Drivers of Freshwater Phytoplankton Structure. *Hydrobiologia*, v. 698, n. 1, 2012, p. 121–131.

KENNEDY, R. H. Reservoir design and operation: limno- logical implications and management opportunities. In Tundisi, J. G. & M. Stras̃kraba (Eds), *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Backhuys, The Netherlands, 1999, p. 1–28.

LAMPARELLI, M.C. Grau de trofia em corpos de água estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2004, São Paulo.

LAWA, 2003. German Guidance document for the implementation of the EC Water Framework Directive. Disponível em <http://www.lawa.de/Publikationen.html>. Acesso em 03/09/2014.

LEE, R. E. Phycology. 4^a ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2008. 547p.

LEIGH C.; BURFORD M.A.; ROBERTS, D.T.; UDY JW. 2010. Predicting the vulnerability of reservoirs to poor water quality and cyanobacterial blooms. *Water research*, v. 44, n. 15, 2010, p. 4487–96.

LEMONS, M.; FERREIRA N., MIGUEL; D.; NILDO, D.A.S. Sazonalidade e variabilidade espacial da qualidade da água na Lagoa do Apodi, RN. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 14, n. 2, 2010, p. 155-164.

LI, R.; WILHELM, S. W.; CARMICHAEL, W. W.; WATANABE, M. M. Polyphasic characterization of water bloom forming Raphidiopsis species (cyanobacteria) from central China. *Harmful Algae*, v. 7, n. 2, p. 146-153. 2008.

LIGEIRO, R.; HUGHES, ROBERT M.; KAUFMANN, P. R.; Maceo D. R.; Firmiano, K. R.; FERREIRA, W.; Oliveira, D.R.; MELO, A. S.; CALLISTO, M. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators*, v. 25, 2013, p. 45-57.

LIRA, G. A. S. T.; ARAÚJO, E. L.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOURA, A. N. Phytoplankton abundance, dominance and coexistence in an eutrophic reservoir in the state of Pernambuco, northeast Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 83, n. 4. 2011.

LOBO, E. & LEIGHTON, G. - Estruturas de lãs fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Revista de Biologia Marinha*, 1986.22:1-29.

LOMBARDI NETO, Francisco, MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. In: Encontro Nacional de Pesquisa sobre Conservação do Solo, 3, Recife, 1980. Anais...fl. 13.

LOPES, H. L. ; CANDEIAS, Ana Lúcia Bezerra ; ACCIOLY, L. J. D. E. ; Sobral, M. C. M. ; PACHECO, Admilson P. . Parâmetros biofísicos na detecção de mudanças na cobertura e uso do solo em bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* (Online), v. 14, p. 1210-1219, 2010.

LOURES-MARCIONÍLIO,S.M.L.O.; MACHADO, KARINE BORGES ; CARNEIRO, F. M. ; FERREIRA, M. E. ; CARVALHO, P. ; VIEIRA, L. C. G. ; HUSZAR, V. L. M. ; NABOUT, JÓAO CARLOS . 'Environmental factors affecting Chlorophyll-a concentration in Tropical floodplain lakes, Central Brazil'. *Environmental Monitoring and Assessment* (Print), 2016

LOVERDE-OLIVEIRA, S.M. Implicações da complexidade hidrológica sobre padrões limnológicos na lagoa do Coqueiro, Pantanal de Mato Grosso: alternância de estados estáveis. 2005. Tese (Doutorado em Ecologia)-Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

MACEO D R ; CALLISTO, M. ; MAGALHÃES Jr, A.P. . Restauração de Cursos d água em Áreas Urbanizadas: Perspectivas para a Realidade Brasileira. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 16, p. 127-139, 2011.

MACIEL, M. Aplicação da equação universal de perdas de solo (USLE) em ambiente de geoprocessamento e sua comparação com aptidão agrícola., Tese de Mestrado em Agronomia – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

MANGO, L. M., MELESSE, A. M., MCCLAIN, M. E., GANN, D., ANDSETEGN, S. G. - Land use and climate change impacts on the hydrology of the upper Mara River Basin, Kenya: results of a modeling study to support better resource management, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 2011. 15, 2245–2258, doi:10.5194/hess-15-2245-2011,

MARION, J.; ZHANG, F.; CUTTING, J.; LEE, J. Associations between county-level land cover classes and cyanobacteria blooms in the United States. *Ecological Engineering*, v. 108, n. B, 2017, p. 5556-563.

MAZARIS, A. D., M. MOUSTAKA-GOUNI, E. MICHALOUDI & D. BO- BORI - Biogeographical patterns of freshwater micro- and microorganisms: a comparison between phytoplankton, zooplankton and fish in the eastern Mediterranean. *Journal of Biogeography*, 2010. 37: 1341–1351

MEIER S.; LUOTO M.; SOININEN J. The effects of local, buffer zone and geographical variables on lake plankton metacommunities. *Hydrobiologia*. v. 743, n. 1, 2015, p. 175–188.

MENDIONDO, E M.; TUCCI, C. E. M. Escalas Hidrológicas. II: Diversidade de Processos na Bacia Vertente. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 2, n. 1, p. 81-100, 1997.

- MENEZES J.; BITTENCOURT R.; FARIAS M.; BELLO I.; FIA R.; COUTINHO, L. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.21, n.3., 2016, p. 519-534.
- MICHALOUDI E.; MOUSTAKA-GOUNI, M.; GKELIS, S.; PANTELIDAKIS, K. Plankton community structure during an ecosystem disruptive algal bloom of *Prymnesium parvum*. *Journal of Plankton Research*, v. 31, n. 3, 2009, p. 301–309.
- MICHALOUDI, E., M. MOUSTAKA-GOUNI, S. GKELIS & K. PANTEL- IDAKIS, MIHALJEVIC M, SPOLJARIC D, STEVIC F, CVIJANOVIC V, KUTUZOVIC BH (2010) The influence of extreme floods from the RiverDanube in 2006 on phytoplankton communities in afloodplain lake: shift to a clear state. *Limnologica* 40:260–268
- MOLICA, R. J. R.; OLIVEIRA, E. J. A.; CARVALHO, P. V. V. C.; COSTA, A. N. S. F.; CUNHA, M. C. C.; MELO, G. L.; AZEVEDO, S. M. F. O. Occurrence of saxitoxins and ananatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking watersupply. *Harmful Algae*, v. 4, n. 4, p. 743-753. 2005.
- MOLOZZI, J.; FRANÇA, J.S.; ARAUJO, T.L.A. ; VIANA, T.H. ; HUGHES, R.M. ; CALLISTO, M. Diversidade de habitats físicos e sua relação com macroinvertebrados bentônicos em reservatórios urbanos em Minas Gerais. *Iheringia-Série Zoologia*, v. 101, n.3, p. 191-199, 2011.
- MORAES, M.M.G.A.; CIRILO, J. A.; SAMPAIO, Y.; CAI, X. Apoio a Decisão na Gestão de Recursos Hídricos Usando Modelo Econômico-Hidrológico Integrado para Alocação Ótima de Água: Uma Aplicação na Bacia do Rio Pirapama. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 13, n. 1, 2008, p. 29-42.
- MORÁN-TEJEDA, E., CEBALLOS-BARBANCHO, A., AND LLORENTE-PINTO, J.M - Hydrological response of Mediterranean headwaters to climateoscillations and land-cover changes: The mountains of Duero River basin (Central Spain),*Global and planetary change* , 2010. 72,39–49,
- MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; DANTAS, E. W.; ARRUDA NETO, J. D. T. Phytoplanktonic associations: a tool to understanding dominance events in a tropical Brazilian reservoir. *Acta Botanica Brasilica*, v. 21, n. 3, p. 641-648. 2007.
- MOURA, A. N.; DANTAS, E. W.; OLIVEIRA, H. S. B.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. Vertical and temporal dynamics of cyanobacteria in the Carpina potable water reservoir in Northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 71, n. 2, 2011, p. 451-459.
- NABOUT, J.C.; NOGUEIRA, I.S. Distribuição vertical da comunidade fitoplanctônica do lago dos Tigres (Goiás, Brasil). *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, Maringá, v. 30, n. 1, 2007, p. 47- 55.

NASELLI-FLORES L, BARONE R (2003) Steady-state assemblages in a Mediterranean hypertrophic reservoir. The role of Microcystis ecomorphological variability in maintaining an apparent equilibrium. *Hydrobiologia* 502:133–143

NÖGES T, NÖGES P (1999) The effect of extreme water level decrease on hydrochemistry and phytoplankton in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia* 408:277–283

NÖGES T, NÖGES P, LAUGASTE R (2003) Water level as the mediator between climate change and phytoplankton composition in a large shallow temperate lake. *Hydrobiologia* 506:257–263

NÖGES, T.; NÖGES P. The effect of extreme water level decrease on hydrochemistry and phytoplankton in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia*, v. 408/09, 1999, p. 277–283.

NRCS-USDA State Office of Michigan, 2002. <<http://www.iwr.msu.edu/rusle/>> Acesso em 15/09/2016

O'FARRELL I, IZAGUIRRE I, CHAPARRO G, UNREIN F, SINISTRO R, PIZARRO H, RODRIGUEZ P, PINTO PD, LOMBARDO R, TELL G (2011) Water level as the main driver of the alternation between a free-floating plant and a phytoplankton dominated state: a long-term study in a floodplain lake. *Aquat Sci* 73:275–287

ÖZKAN K., JEPPESEN E., SØNDERGAARD M., LAURIDSEN T.L., LIBORIUSSEN L. & SVENNING J.-C. - Contrasting roles of water chemistry, lake morphology, land-use, climate and spatial processes in driving phytoplankton richness in the Danish landscape. 2013

PACHECO, F.A.L., SANCHES FERNANDES, L.F. Environmental land use conflicts in catchments: a major cause of amplified nitrate in river water. *Sci. Total Environ*, 2016. 548, 173–188.

PACHECO, F.A.L., SANTOS, R.M.B., SANCHES FERNANDES, L.F., PEREIRA, M.G., CORTES, R.M.V - Controls and forecasts of nitrate yields in forested watersheds: a view over main and Portugal. *Sci. Total Environ*, 2015. 537, 421–440

PAERL H.W.; HUISMAN J. Climate: blooms like it hot. *Science*, v. 320, 2008, p. 57–58.

PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. (Orgs.). Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas. Porto Alegre: ABRH, 2001, 625p.

PEREIRA, B. W. F. 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, jun. 2016. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-993X2016000200472&lng=pt&nrm=iso>. acessos em 03 nov. 2016. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1802>.

PERNAMBUCO. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Companhia Pernambucana do Meio Ambiente. *Agenda 21: Bacia do Hidrográfica do Rio Pirapama: zoneamento ecológico-econômico*. Recife: CPRH/DFID, 2000, 250p.

PERNAMBUCO. Agência Estadual de Meio Ambiente. *Pirapama*. In: Pirapama, 2007.

Disponível em:

http://www.cprh.pe.gov.br/ARQUIVOS_ANEXO/1%20mon%2007;170203;20090320.pdf.

Acesso em 8 out. 2017.

PERNAMBUCO. Companhia Pernambucana de Saneamento. *Sistemas de abastecimento: Sistema Pirapama*. In: Abastecimento de Água, 2012. Disponível em: <https://servicos.compesa.com.br/abastecimento-de-agua/>. Acesso em 8 out. 2017.

PERNAMBUCO. Lei nº 9.860, de 12 de agosto de 1986. Delimita as áreas de proteção dos mananciais de interesse da Região Metropolitana do Recife, e estabelece condições para a preservação dos recursos hídricos. [acesso em 15 jun de 2017]. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/lei9860n1.doc>

PERNAMBUCO. Secretaria de Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco. Plano Hidroambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe. Recife, 2010.

PERNAMBUCO. Secretaria de Recursos Hídricos. Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe. Recife, 2002.

Plankton community structure during an ecosystem disruptive algal bloom of *Prymnesiumparvum*. *Journal of Plankton Research* 31: 301–309. 2009.

PREFEITURA DE POMBOS. O Plano Diretor Municipal aprovado por meio da Lei nº 650, de 23 de março de 2004.

PREFEITURA DA VITÓRIA DE SANTO ANTÃO. Lei Municipal nº 3.199, de 27 de novembro de 2006. Dispõe sobre o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano de Vitória de Santo Antão. Prefeitura da Vitória de Santo Antão: 27 nov. 2006.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; PORTER, J. P. RUSLE: Revised universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 46, n. 1, 1991. p. 30-36.

REVIERS, B. *Biologia e filogenia das algas*. 1ª ed. Porto Alegre: Artmed, 280p.2006.

REYNOLDS, C. S. Cyanobacterial water blooms. In: CALLOW, J. A. (Ed.). *Advances in Botanical Research*. v. 13. London: *Academic Press*, p. 67-143.1987.

REYNOLDS, C. S. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Freshwater Biol*, v. 14, 1984, p. 111–142.

REYNOLDS, C. S. *Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory*. In: KINNE O. (Ed.) *Excellence in ecology*, 9. Ecology Institute, Germany, 1997, 371p.

REYNOLDS, C.S. The concept of ecological succession applied to seasonal periodicity of freshwater phytoplankton. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*, v. 23, n. 2, 1988, p. 683-691.

REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.L.M.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, vol. 24, n. 5, 2002, p. 417-428.

REYNOLDS, CS. *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press. New York. 2006, 535 p.

RIBEIRO-FILHO, R.A., PETRERE, M., BENASSI, S.F., PEREIRA, J.M.A.,. Itaipu Reservoir limnology: eutrophication degree and the horizontal distribution of its limnological variables. *Braz J Biol* 71, 2011, p. 889-902.

ROMERO, ESTELA, JOSETTE GARNIER, GILLES BILLEN, FRANZ PETERS, AND LUIS LASSALETTA - Water Management Practices Exacerbate Nitrogen Retention in Mediterranean Catchments- *Science of the Total Environment* 573. Elsevier B.V, 2016. 420–32. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.08.007.

ROMO, S.; MIRACLE, M. A. R.; VILLENA, M.J.; RUEDA, J.; FERRIOL. C.; VICENTE, E. Mesocosm experiments on nutrient and fish effects on shallow lake food webs in a Mediterranean climate. *Freshwater Biology*, v. 49, 2004, p. 1593–1607.

ROMO, S.; SORIA, J.; FERNÁNDEZ, F.; OUAHID, Y.; BARÓN-SOLÁ, Á. Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*, 2013, v. 58, p. 513-522.

RØRSLETT, B. Environmental factors and aquatic macrophyte response in regulated lakes: a statistical approach. *Aquat Bot.* 1984, 19:199–220

ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; SCHELL, J.A.; DEERING, D.W. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In Earth Resources Technology Satellite- 1 Symposium, 3, 1973. Proceedings. Washington, 1973, v.1, Sec. A, p. 309-317.

SACHSE R, PETZOLDT T, BLUMSTOCK M, MOREIRA MARTINEZ S, PAŦTZIGM, RUŦCKER J, JANSE J, MOOIJ WM, HILT S Extending one-dimensional models for deep lakes to simulate the impact of submerged macrophytes on water quality. *Environ Model Softw*, 2014, 61:410–423.

SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M. Análise geoespacial da produção de sedimentos através de técnicas de modelagem e geoprocessamento: o estudo de caso da bacia do rio Pirapama. In: *XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Anais...* João Pessoa: ABRH, 2005, p. 1-13.

SCHAEFER S. C.; ALBER, M. Temperature controls a latitudinal gradient in the proportion of watershed nitrogen exported to coastal ecosystems. *Biogeochemistry*. 2007, 85:333–345

SCHEFFER, M., JEPPESEN, E., Regime shifts in shallow lakes. *Ecosystems* 10, 2007, 1–3.

SELBY M.J. Hillslope Materials and Processes. Oxford University Press. 1993

SILVA, C. A. V.; GALVÍNIO, J.D. Relação Clima e Escoamento Superficial na Bacia Hidrográfica do Rio Pirapama–PE. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 2, n. 2, 2009, p. 57-69.

SILVA, D. N. S. ; GOMES, E. T. A. . DISCURSO AMBIENTAL E A APROPRIAÇÃO DA NATUREZA: O CASO DO COMPLEXO INDUSTRIAL PORTUÁRIO DE SUAPE - PERNAMBUCO - BRASIL. *Boletim Goiano de Geografia*, v. 38, 2018, p. 49-67.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. ; NITÃO, Iltonio Alves . Aplicação de um modelo hidrossedimentológico distribuído à bacia hidrográfica do Rio Pirapama-PE. In: *XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Anais...* Curitiba: ABRH, 2003, p. 1 - 14.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS. Aplicativo Série Histórica. 2013. Disponível em: <<http://app.cidades.gov.br/serieHistorica/>>. Acesso em: 06 nov. 2015.

SMITH, V.H. & SCHINDLER, D.W. (2009) Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, v. 24, n. 4, p. 201-207

SOARES, M. C. S.; LÜRLING, M.; HUSZAR, V. L. M. Growth and temperature-related phenotypic plasticity in the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Phycological Research*, 2013. v. 61, n. 1, p. 61-67.

SOININEN, J. & M. LUOTO - Is catchment productivity a useful predictor of taxa richness in lake plankton communities? *Ecological Applications*, v. 22, n. 2, 2012, p. 624–633.

SOININEN, J., J. J. KORHONEN, J. KARHU & A. VETTERLI- Disentangling the spatial patterns in community composition of prokaryotic and eukaryotic lake plankton, 2011. *Limnology and Oceanography* 56: 508–520.

STATSOFT, Inc. (2004). STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.

TEFERI M, DECLERCK SAJ, DE BIE T, LEMMENS P, GEBREKIDAN A, ASMELASH T, DEJENIE T, GEBREHIWOT K, BAUER H, DECKERSJA, SNOEKS J, DE MEESTER L Strong effects of occasional drying on subsequent water clarity and cyanobacterial blooms in cool tropical reservoirs. *Freshw Biol*, 2014. 59:870–884.

TER BRAAK, C. J. F.; SMILAUER, P. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: software for canonical community ordination (version 4.5). New York: Microcomputer Power. 1998.

TOMAZ, P. Curso de Manejo de águas pluviais – Capítulo 23 – RUSLE – Equação revisada universal de perda de solo, 2008.

TOUZET, N.- Mesoscale survey of western and northwestern Irish lakes--spatial and aestival patterns in trophic status and phytoplankton community structure. *J. Environ. Manage.* v.92, p. 2844–54, 2011.

TOWNSEND, C. R.; BEGON M.; HARPER J. L. Fundamentos em Ecologia. 2ed. Porto Alegre : Ed. Artmed, 2006, 592 p.

TRINDADE, P. B. C. B.; MENDONCA, A. S. F. Eutrofização em reservatórios – Estudo de caso: reservatório de Rio Bonito (ES). *Eng. Sanit. Ambient.* [online]. 2014, vol.19, n.3 [cited 2018-08-11], pp.275-282.

TUCCI, Carlos EM; CLARKE, Robin T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 2.1: 135-152, 1997.

TUNDISI, J. G. Reservoirs: New challenges for ecosystem studies and environmental management. *Water Security*, 4–5: 1-7, 2018

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Theoretical basis for reservoir management, In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos: International Institute of Ecology/Backhuys Publishers, p. 505-528. 1999.

TUNDISI, J.G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. M. *Limnologia*. São Paulo, Oficina de textos, 2008, 632 p.

UTERMOHL, H. 1958. Zur vervollkommer der quantitativen phytoplankton methodik. Mitt it Verein. *Theory Angew Limnologie*. v.9, p.1-38. 1958.

WALSBY, A. E. Gas vesicles. *Microbiological Reviews*, v. 58, n. 1, p. 94-144. 1994.

WANG, L., CAI, Q.H., XU, Y.Y., KONG, L.H., TAN, L., ZHANG, M. - Weekly dynamics of phytoplanktonfunctional groups under high water level fluctuations in a subtropicalreservoir-bay. 2011. *Aquatic Ecol.* 45, 197–212.

WANG, S.; ZHANG, Z. ; MCVICAR, R. T. ; GUO, J. ; TANG, Y. ; YAO, A. Isolating the impacts of climate change and land use change on decadal streamflow variation: Assessing three complementary approaches, *Journal of Hydrology*, v. 507, 2013, p. 63–74.

WIEGAND, M. C. ; PIEDRA, J. I. G. ; ARAÚJO, J. C. . Vulnerabilidade à eutrofização de dois lagos tropicais de climas úmido (Cuba) e semiárido (Brasil). *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 21, 2016 p. 415-424

YANG, J.; HONG, L.V.; YANG, J; LIU, L.; YU, X.; CHEN, H. Decline in Water Level Boosts Cyanobacteria Dominance in Subtropical Reservoirs. *Science of the Total Environment*, v. 557–558, 2016, p. 445–452.

YANG, X., ANDERSON, N.J., DONG, X., SHEN, J. - Surface sediment diatom assemblages and epilimnetic total phosphorus in large, shallow lakes of the Yangtze floodplain: their relationships and implications for assessing long-term eutrophication. *Freshwater Biology*, 2008. 53 (7), 1273 e1290

ZHANG, X.; ALEXANDER, L.; HEGERL, G.C.; JONES, P.; TANK, A.K.; PETERSON, T.C.; TREWIN, B.; ZWIERS, F.W. Indices for Monitoring Changes in Extremes Based on Daily Temperature and Precipitation Data. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, v. 2, n. 6, 2011, p. 851-870

ZHENG, J., YU, X., DENG, W., WANG, H., AND WANG, Y - Sensitivity of land-use change to streamflow in Chaobai river basin, *J. Hydrol.Eng.*, 2013. 18, 457–464, doi:10.1061/(asce)he.1943-5584.0000669.

ZHENG, J.; SUN, G., LI, W.; YU, X., ZHANG, C.; GONG, Y.; TU, L. 2016 - Impacts of Land Use Change and Climate Variations on Annual Inflow into the Miyun Reservoir, Beijing, China. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2016. 20 (4): 1561–72. doi:10.5194/hess-20-1561-

ANEXO A – Metodologia RUSLE

O modelo é parte do refinamento do USLE desenvolvido por Renard *et al.* (1991) prevendo sua aplicação em escala sobre bacias de drenagem, decorrente de um ajuste do fator topográfico LS. Se baseia na equação:

$$A=R,K,L,S,C,P$$

Onde: A = perda anual de solo em ton/ha/ano; R = fator de erosividade (MJ/ha/(mm/h)); K = fator de erodibilidade (ton/Mj/ha/(mm/h)); LS = fator de declividade e comprimento da encosta (adimensional); C = fator de prática de cultura contra a erosão (adimensional) e P = fator de prática de cultura contra a erosão (adimensional).

R = fator de erosividade (MJ/ha/(mm/h))	K = fator de erodibilidade (ton/Mj/ha/(mm/h))	LS = fator de declividade e comprimento da encosta (adimensional)	C = fator de prática de cultura contra a erosão (adimensional) e P = fator de prática de cultura contra a erosão (adimensional)
<p>Este índice é o potencial da chuva para erodir o solo sem proteção. Foram aplicados os fatores de erosividade, utilizados em trabalhos no Brasil, tais como Tomaz (2008) e Maciel (2000) conforme a equação desenvolvida em Campinas (SP) por Lombardi e Moldenhauer (1980), com base na proposição de Fournier (1960). Pra tanto foram considerados os dados das estações pluviométricas, assim como a área representativa de cada uma para posterior representação espacial, conforme Método dos Polígonos de Thiessen (Thiessen, 1911)</p>	<p>A erodibilidade do solo varia conforme a textura e o teor de matéria orgânica e foi obtida com base no tipo de solo predominante na bacia de drenagem do reservatório conforme NRCS-USDA State Office of Michigan, 2002) e Wahnelista (1978) apud Mays (2001)</p>	<p>O comprimento da encosta (L) e a declividade (S) são em conjunto denominados na equação da RUSLE por fator topográfico (LS). Foi utilizada a ferramenta "slope" do software ArcGis da ESRITM versão 9.3, para processamento do Modelo Digital do Terreno (resolução espacial de 30 m, fonte: SRTM). Com esta ferramenta obteve-se diretamente as declividades necessárias à estimativa do fator topográfico, sendo considerada a escala de Ross (1994). Para o comprimento da encosta (S), foi utilizada a ferramenta "Raster calculator" do mesmo software, sendo aplicada a metodologia proposta por Bertoni e Lombardi (2005). Após estimativa dos comprimentos de encosta (L) a partir das declividades (S), foi então estimado o fator topográfico (LS), utilizando a equação proposta por Bertoni e Lombardi (2005).</p>	<p>Os fatores de prática cultural (C) e práticas conservacionistas (P) refletem a influência antropogênica no processo de erosão. Para este trabalho, adotou-se os valores tabelados para cada classe, conforme desenvolvido por Paiva (2001).</p>

ANEXO B - Nível de Criticidade – NC

Foram consideradas as orientações técnicas da Agência Nacional de Águas para empreendimentos hidrelétricos, disponíveis em ANA (2013), cuja classificação de reservatórios quanto ao potencial de assoreamento considera: I – Potencial de produção de sedimentos da bacia hidrográfica (Pss), II – Suscetibilidade relativamente ao parâmetro de posição do reservatório na Cascata (Prc), III - regime de operação do reservatório (Ror); IV - magnitude e importância dos efeitos do assoreamento (MI):

$$NC = \frac{Pss + Prc + MI + 4 \cdot Ror}{21}$$

Sendo: Classe 1 - Nível de Criticidade Alto ($NC \geq 0,75$); Classe 2 - Nível de Criticidade Médio ($0,50 \leq NC < 0,75$); Classe 3 - Nível de Criticidade Baixo ($NC < 0,50$).

PSS

- 100 ton/km²/ano - Alto potencial (3)
- entre 25 e 100 ton/km²/ano - Médio potencial (2)
- >100 ton/km²/ano - Alto potencial (3)

Prc

- Reservatórios de Jusante com Pequena Bacia Incremental - Baixa Suscetibilidade (1)
- Reservatórios de Jusante com Grande Bacia Incremental - Média Suscetibilidade (2)
- Reservatórios de Cabeceira - Alta Suscetibilidade ao Assoreamento (3)

MI

- Reservatórios, nos quais pelo menos um dos parâmetros anteriores seja considerado como de Alta Suscetibilidade ou Potencial, constituem total ou parcialmente hidrovias ou ainda possuam pelo menos três municípios com mais de 50 mil habitantes de forma ribeirinha - Alta Externalidade (3);
- Reservatórios, nos quais nenhum dos parâmetros anteriores seja considerado como de Alta Suscetibilidade ou Potencial, e pelo menos um dos parâmetros anteriores seja considerado

como de Média Suscetibilidade ou Potencial, ou ainda possuam pelo menos dois municípios com mais de 50 mil habitantes de forma ribeirinha - Média Externalidade (2);

- Demais Reservatórios - Baixa Externalidade (1).

Ror = Índice de Regularização (IR)

$$IR = \frac{\text{Volume Útil}}{\text{Vazão Turbinada Média}}$$

- IR < 30 dias - Baixa Suscetibilidade (1).

- IR entre 30 e 150 dias - Média Suscetibilidade (2)

- IR > 150 dias - Alta Suscetibilidade (3)

ANEXO C – Vulnerabilidade à Poluição

Detalhamento da equação para determinação do índice WRASTIC para vulnerabilidade à poluição numa bacia hidrográfica:

$$\text{WRASTIC} = W_v \cdot W_p + R_v \cdot R_p + A_v \cdot A_p + S_v \cdot S_p + T_v \cdot T_p + I_v \cdot I_w + C_v \cdot C_p$$

Fator de cálculo – W

O fator de cálculo W – *Wastewater discharge* atribui pesos de 1 a 5, sendo que o peso 1 é referente à ausência de descargas de águas residuais para as águas superficiais da bacia hidrográfica, e o valor 5 referente a descargas provenientes de estações de tratamentos de águas residuais (WWTP), assim como descargas privadas de fossas sépticas

Descrição do fator W e respectivo peso (NMED/DWB, 2000).

Fator	Descrição	Valor
(W) Descargas de águas residuais	WWTP públicos e sistemas privados de fossas sépticas	5
	WWTP públicos	4
	>50 Número de sistemas privados de fossas sépticas	3
	<50 Número de sistemas privados de fossas sépticas	2
	Sem descargas de águas residuais	1

Fator de cálculo - R

O fator de cálculo R – *Recreational Activity*, atribui igualmente pesos de 1 a 5, sendo que o peso 1 é referente à ausência de atividades recreativas na bacia hidrográfica, e o valor 5 à atividades motorizadas no corpo de água.

Descrição do fator R e respectivo peso (NMED/DWB, 2000).

Fator	Descrição	Valor
(R) Atividades recreativas	Atividades motorizadas no corpo de água	5
	Atividades não-motorizadas no corpo de água	4
	Acesso a veículos	3
	Não acesso a veículos	2
	Sem atividades recreativas	1

Fator de cálculo - A

O fator de cálculo A – *Agricultural Impact*, atribui pesos de 1 a 5, sendo que o peso 1 é referente a um (1) tipo apenas de atividade agrícola na bacia hidrográfica, e o valor 5 é a cinco (5) ou mais atividades agrícolas na bacia hidrográfica.

Descrição do fator A e respectivo peso (NMED/DWB, 2000).

Fator	Descrição	Valor
(A) Atividades agrícolas	Cinco (5) ou mais atividades presentes	5
	Quatro (4) atividades presentes	4
	Três (3) atividades presentes	3
	Duas atividades presentes	2
	Uma atividade presente	1

Fator de cálculo - S

O fator de cálculo S – *Sizeofwatershed*, atribui pesos de 1 a 5, sendo que o peso 1 é referente a bacias com áreas inferiores a 38.85 km² e o valor 5 é às bacias com áreas superiores a 1942.35 km² (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**).

Descrição do fator S e respectivo peso (NMED/DWB, 2000).

Fator	Descrição	Valor
(S) Área da bacia hidrográfica	> 1942.35 km ²	5
	388.47 - 1942.35 km ²	4
	155.39 – 388.47 km ²	3
	38.85 – 155.39 km ²	2
	< 38.85 km ²	1

Fator de cálculo - T

O fator de cálculo T – *TransportationAvenues*, atribui pesos de 1 a 5, sendo que o peso 1 é referente a bacias sem linhas rodoviárias e ferroviárias, e o valor 5 é às bacias interseccionadas com linhas rodoviárias e ferroviárias.

Descrição do fator T e respectivo peso (NMED/DWB, 2000).

Fator	Descrição	Valor
(T) Linhas ferroviárias e rodoviárias	Bacia interseccionada com linhas rodoviárias e ferroviárias	5
	Bacia interseccionada com linhas rodoviárias	4
	Estradas pavimentadas	3
	Algumas estradas não pavimentadas	2
	Sem rede viária	1

Fator de cálculo – I

O fator de cálculo I – *Industrial Impact*, atribui pesos de 1 a 5, sendo que o peso 1 é referente a bacias sem indústria, e o valor 5 à bacias com grandes áreas de desenvolvimento industrial e consequentes descargas

Descrição do fator I e respectivo peso (NMED/DWB, 2000).

Fator	Descrição	Valor
(I) Impacto Industrial	Indústria com descargas muito elevadas ou de muito elevado impacto	8
	Indústria com descargas elevadas ou de elevado impacto	6
	Indústria com descargas moderadas ou de impacto moderado	4
	Indústria com descargas mínimas ou de pouco impacto	2
	Sem indústria na bacia	1

Fator de cálculo – C

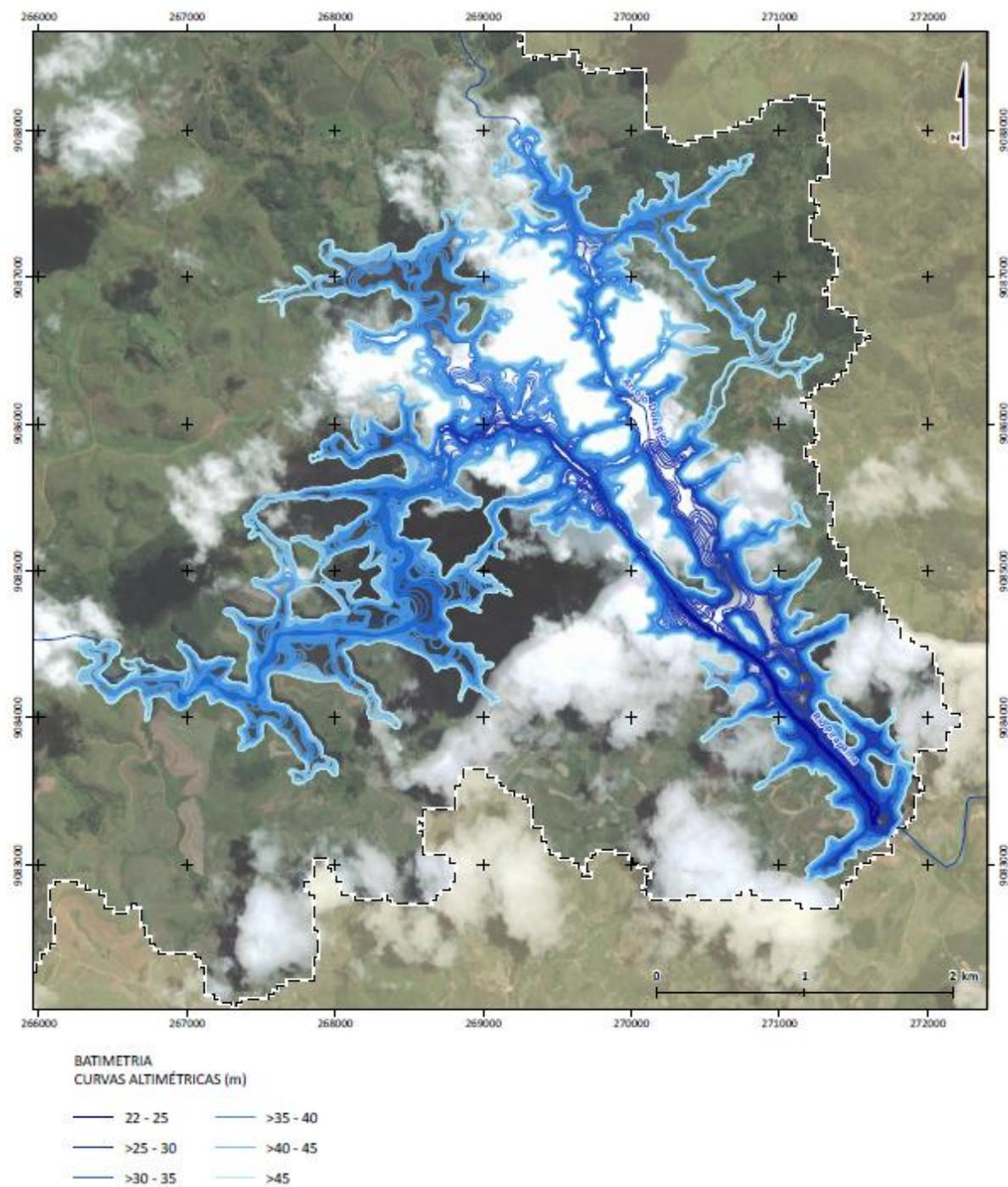
O fator de cálculo C – *Vegetative ground cover*, atribui pesos de 1 a 5, sendo que o peso 1 é referente a bacias com porcentagem de cobertura vegetal superior a 50%, e o valor 5 à bacias com baixas porcentagens (0 a 5%) de cobertura vegetal.

Descrição do fator C e respectivo peso (NMED/DWB, 2000).

Fator	Descrição	Valor
(C) Cobertura Vegetal	0 - 5 % Cobertura vegetal	5
	6 - 19 % Cobertura vegetal	4
	20 - 34 % Cobertura vegetal	3
	35 - 50 % Cobertura vegetal	2
	> 50 % Cobertura vegetal	1

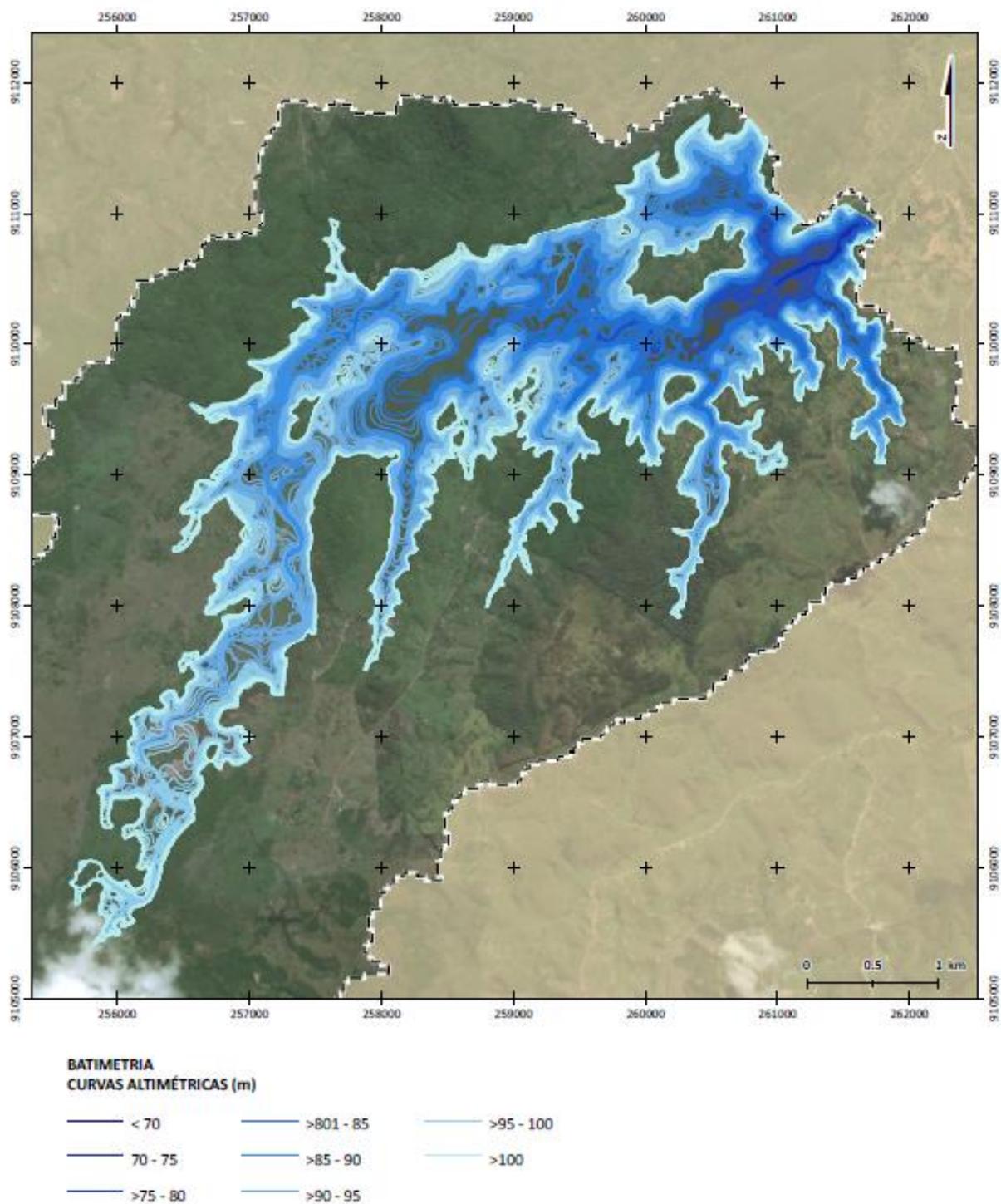
NMED/DWB (2000). "State of New Mexico - Source water assessment and protection program". State of New Mexico, Environment Department, Drinking Water Bureau, NMED/DWB (Appendix E – WRATIC index: Watershed vulnerability estimation using WRATIC by Gallegos, P.E.D., Lowance, P.E.J. & Thomas, C. (http://www.nmenv.state.nm.us/dwb/Documents/SWAPP_2000.PDF)).

ANEXO D - Batimetria do reservatório de Pirapama, Maio/2011



FONTE: APAC, 2018

ANEXO E - Batimetria do reservatório de Tapacurá, Junho/2011.



FONTE: APAC

Número	Código APAC	Vazão (m3/dia)	Tipo de Manancial	Finalidade	Coordenada XX	Coordenada YY
1	977-P/99	2.00	Subterrânea	OUTROS	244224.0561	9101550.1603
2	978-P/99	40.00	Subterrânea	INDÚSTRIA	244315.7215	9101581.4440
3	979-P/99	2.50	Subterrânea	INDÚSTRIA	244163.2829	9101457.6461
4	1997-P/01	144.00	Subterrânea	INDÚSTRIA	244024.5148	9101622.8166
5	2313-P/02	1.00	Subterrânea	ABASTECIMENTO PÚBLICO	249908.6627	9109173.4261
6	2967-P/04	0.00	Subterrânea	INDÚSTRIA	249903.3068	9101905.0552
7	3179-P/04	15.00	Subterrânea		247824.9259	9102778.5020
8	3494-P/05	0.00	Subterrânea		249660.5425	9105886.7215
9	4042-P/07	36.00	Subterrânea		244003.4248	9101570.4719
10	4068-P/07	0.00	Subterrânea		242149.8204	9105945.5544
11	4071-P/07	0.00	Subterrânea		242186.2385	9105998.0986
12	4072-P/07	0.00	Subterrânea		242225.7803	9106044.3539
13	4073-P/07	0.00	Subterrânea		246069.4383	9107209.6325
14	4074-P/07	0.00	Subterrânea		246087.9338	9107175.8805
15	4075-P/07	0.00	Subterrânea		246103.0696	9107209.8224
16	4340-P/08	0.00	Subterrânea	INDÚSTRIA	244071.1602	9101506.2441
17	4341-P/08	144.00	Subterrânea	INDÚSTRIA	244135.3145	9101528.1872
18	4754-P/10	42.00	Subterrânea	EMPRESA DE COMERCIALIZAÇÃO DE ÁGUA	246921.2217	9102822.5228
19	4755-P/10	42.00	Subterrânea	EMPRESA DE COMERCIALIZAÇÃO DE ÁGUA	246936.6510	9102804.2436
20	4797-P/10	0.00	Subterrânea	ABASTECIMENTO PÚBLICO	245907.2806	9101774.9665
21	4995-P/10	0.00	Subterrânea	INDÚSTRIA	239719.2800	9100402.2893
22	5111-P/11	0.00	Subterrânea	ESCRITÓRIO	249867.8673	9102209.1157
23	5330-P/12	0.00	Subterrânea	EMPRESA DE COMERCIALIZAÇÃO DE ÁGUA	244685.9430	9101122.5112
24	5338-P/12	0.00	Subterrânea	EMPRESA DE COMERCIALIZAÇÃO DE ÁGUA	244865.4099	9101861.1948
25	5368-P/12	0.00	Subterrânea	OUTROS	245218.0811	9097336.3609
26	5382-P/12	8.00	Subterrânea	INDÚSTRIA	248366.1915	9106429.5879
27	5577-P/13	40.00	Subterrânea	EMPRESA DE COMERCIALIZAÇÃO DE ÁGUA	246058.0065	9101871.0864
28	5578-P/13	40.00	Subterrânea	EMPRESA DE COMERCIALIZAÇÃO DE ÁGUA	245964.9150	9101159.9016
29	5785-P/13	40.00	Subterrânea	EMPRESA DE COMERCIALIZAÇÃO DE ÁGUA	244680.6727	9102044.5818
30	5884-P/13	0.00	Subterrânea	POSTO DE COMBUSTÍVEL	246953.6729	9101959.1488
31	6091-P/14	0.00	Subterrânea	ABASTECIMENTO RESIDENCIAL PARTICULAR	246517.5577	9101618.2235
32	6119-P/14	0.00	Subterrânea	HOSPITAL	246517.5577	9101618.2235
33	6235-P/14	0.00	Subterrânea	POSTO DE COMBUSTÍVEL	251260.2702	9102407.4052
34	6292-P/15	0.00	Subterrânea	OUTROS	249637.8693	9102269.2331
35	6795-P/15	0.00	Subterrânea	OUTROS	251260.2702	9102407.4052
36	6798-P/15	0.00	Subterrânea	ABASTECIMENTO PÚBLICO	245177.9028	9101895.8389
37	2091-S/12	3.75	Superfície	INDÚSTRIA	238648.0697	9099756.7534
38	966-S/05	0.00	Superfície		239929.9208	9094763.6255
39	209-S/99	75.00	Superfície	ABASTECIMENTO PÚBLICO	240728.3270	9105977.3715
40	1796A-S/11	17.28	Superfície	INDÚSTRIA	242306.4849	9099479.9247
41	2272-S/13	0.00	Superfície	IRRIGAÇÃO	242415.4292	9100236.6283
42	2359-S/14	0.00	Superfície	OUTROS	242415.4292	9100236.6283
43	1796B-S/11	0.00	Superfície	INDÚSTRIA	242551.4847	9099481.3407
44	2186-S/13	0.00	Superfície	OUTROS	243169.7784	9096359.2008
45	1960-S/11	0.00	Superfície	INDÚSTRIA	243602.5359	9100978.0220
46	1185-S/06	160.00	Superfície	IRRIGAÇÃO	243829.4077	9094027.1891
47	667-S/03	3456.00	Superfície	ABASTECIMENTO PÚBLICO	243929.3227	9096876.8525
48	863-S/04	0.00	Superfície	ABASTECIMENTO PÚBLICO	243929.3227	9096876.8525
49	1626-S/09	700.00	Superfície	INDÚSTRIA	244377.1740	9101551.0491
50	1696-S/10	20.00	Superfície	IRRIGAÇÃO	245487.2245	9099166.2756
51	700-S/03	864.00	Superfície	ABASTECIMENTO PÚBLICO	245835.6060	9097152.1106
52	1776-S/2010	0.00	Superfície	OUTROS	246185.1470	9101376.9555
53	1762-S/10	185.00	Superfície	INDÚSTRIA	250850.1827	9101803.3693
54	2544-S/14	0.00	Superfície	DILUIÇÃO DE ESGOTOS SANITÁRIOS	252332.8521	9103946.9222
55	1317-S/07	0.00	Superfície	IRRIGAÇÃO	262027.1606	9112420.3396
56	2271-S/13	0.00	Superfície	DILUIÇÃO DE ESGOTOS SANITÁRIOS	242427.0000	9100190.0000
57	3895-P/07	0.00	Subterrânea		247142.9777	9095592.1301

Número	Processo (Cod_APAC)	Nome do Manancial	Vazão (m3/d)	Tipo de Manancial	Finalidade
1	5233-P/12		0,00	Subterrânea	POSTO DE COMBUSTÍVEL
2	6333-P/15		0,00	Subterrânea	OUTROS
3	6848-P/15		0,00	Subterrânea	ABASTECIMENTO RESIDENCIAL PARTICULAR
4	963-S/05	NÃO INFORMADO	0,00	Superfície	
5	964-S/05	NÃO INFORMADO	0,00	Superfície	IRRIGAÇÃO
6	1690-S/10	NÃO INFORMADO	155,00	Superfície	INDÚSTRIA
7	2054-S/12	RIO PIRAPAMA	0,00	Superfície	INDÚSTRIA
8	034-S/98	NÃO INFORMADO	52800,00	Superfície	INDÚSTRIA
9	391-S/01	NÃO INFORMADO	216000,00	Superfície	GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA
10	431-S/01	RIO PIRAPAMA	0,00	Superfície	GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA
11	453-S/01	NÃO INFORMADO	10454,40	Superfície	ABASTECIMENTO PÚBLICO
12	155-S/99	NÃO INFORMADO	208,30	Superfície	INDÚSTRIA
13	2509-S/14	NÃO INFORMADO	0,00	Superfície	INDÚSTRIA
14	01384-S/08	RIACHO DOS MACACOS	0,00	Superfície	OUTROS
15	056-S/98	RIACHO DOS MACACOS	36000,00	Superfície	INDÚSTRIA
16	1452-S/08	NÃO INFORMADO	0,00	Superfície	INDÚSTRIA
17	01460-S/08	RIO PIRAPAMA	0,00	Superfície	OUTROS
18	1521-S/08	RIO PIRAPAMA	0,00	Superfície	IRRIGAÇÃO
19	954A-S/05	NÃO INFORMADO	0,00	Superfície	ABASTECIMENTO PÚBLICO
20	954B-S/05	NÃO INFORMADO	18,47	Superfície	ABASTECIMENTO PÚBLICO
21	1189-S/06	NÃO INFORMADO	3,33	Superfície	INDÚSTRIA
22	1217-S/06	NÃO INFORMADO	0,00	Superfície	GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA