CAPÍTULO XIV

Qualidade das águas de três reservatórios para abastecimento público na região metropolitana de São Paulo (RMSP)

*Daniel C. V. R. Silva[1], Amrita K.K.C. Lopes[2], Sheila Cardoso-Silva[3,4], Lucas G. Queiroz[2], Douglas A. Alamino[5], Teresa C.B. Paiva[2], Marcelo L.M. Pompêo[6]

[1]Instituto de Estudos do Xingu, Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, São Félix do Xingu-PA
[2]Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena-SP
[3]Universidade Federal do Acre, Programa em Ecologia e Gestão de Recursos Naturais, Rio Branco-AC
[4]Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo-SP
[5]Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco-PR
[6]Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo-SP

*daniel.clemente@unifesspa.edu.br

---

https://doi.org/10.4322/978-65-86819-07-6-14

RESUMO

A região metropolitana de São Paulo (RMSP) é densamente povoada, necessitando de uma quantidade significativa de água para suprir as demandas de sua população. Os reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro são os mais importantes para o abastecimento público, mas têm passado por processos massivos de degradação de suas águas, reduzindo a qualidade das mesmas, tanto para a população, quanto para os organismos aquáticos que vivem no meio. Este capítulo visa apontar, baseado em um estudo realizado em 2013, e atualizado com dados de 2020, os principais aspectos físicos, químicos e toxicológicos das águas dos três reservatórios, comparando-os em função da qualidade de suas águas. Como resultado dessa pesquisa, podemos concluir que o reservatório Paiva Castro seria o menos impactado, em comparação com os outros dois corpos hídricos. Conclui-se também a necessidade de políticas mais pontuais e eficientes na gestão dos corpos hídricos em âmbito estadual.

Palavras-chave: Qualidade da Água; RMSP; Guarapiranga; Billings; Paiva Castro; IET

INTRODUÇÃO

Os corpos d'água, como rios, lagos, lagoas, mares e oceanos são receptores finais de fontes pontuais e difusas de poluição. As fontes pontuais são facilmente identificáveis e referem-se a lançamentos específicos e individualizados como efluentes domésticos (esgotos) e industriais. Nas fontes difusas, as encostas e outros planos geográficos que fazem parte das bacias hidrográficas são "lavadas" pela ação das chuvas, desta maneira aumentando as concentrações de diversas substâncias nas águas, interferindo diretamente em todos os processos físicos, químicos e biológicos do meio. Entre as fontes difusas estão aquelas proveniente de áreas agrícolas e de criação de animais.

As fontes de poluição podem afetar em maior ou menor grau o equilíbrio dinâmico dos ecossistemas aquáticos, e, para compreender tais processos, análises físicas, químicas e toxicológicas são imprescindíveis, fornecendo dados sobre o grau de contaminação e os possíveis efeitos na biota (Zagatto e Bertoletti, 2008). É importante ressaltar que o controle da poluição dos ecossistemas aquáticos é capaz de garantir o consumo de uma água de qualidade (potabilidade), além da manutenção dos serviços ecossistêmicos providos por estes corpos d'água, como fontes de alimentos, serviços culturais, educacionais e recreacionais, e também de serviços reguladores que garantem a ciclagem de nutrientes e o equilíbrio das cadeias tróficas aquáticas (Townsend et al., 2010).

Como exemplo de um ambiente suscetível a diversos impactos antrópicos, incluindo a dispersão de poluentes, os reservatórios são corpos hídricos que já foram incorporados às paisagens das grandes cidades, formados pelo antigo leito de um determinado rio e o barramento de suas águas, constituindo uma matriz de interação entre áreas preservadas, degradação do solo, qualidade da água, biodiversidade e usos múltiplos da água (Tundisi, 2008). A construção da barragem provoca alterações físicas e químicas tanto a montante (acima do reservatório) quanto a jusante (abaixo do reservatório). Estes corpos hídricos recebem uma grande quantidade de cargas poluidoras, que podem causar toxicidade à biota, e com consequências prejudiciais à saúde da população humana que reside no entorno desses mananciais.

As represas Guarapiranga, Billings e Paiva Castro estão entre os principais reservatórios que abastecem a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). As áreas do entorno desses corpos hídricos têm variados níveis de ocupação populacional e recebem grande carga de efluentes sanitários e industriais diariamente, sem tratamento prévio. Os despejos irregulares provocam a deterioração da qualidade das águas dos mananciais, com consequências econômicas, considerando o maior custo para o seu tratamento; e, principalmente, consequências ecológicas, com a degradação do meio ambiente e efeitos nocivos à saúde humana.

Considerando a importância desses mananciais para a RMSP, este capítulo resume um estudo feito por Silva (2013), com algumas modificações (atualizações) sobre a qualidade das águas das três represas, considerando os parâmetros físicos, químicos e biológicos. As amostragens da coluna da água integrada foram realizadas em condições climáticas distintas, nos períodos seco e chuvoso. Todos os parâmetros analisados foram comparados ao que é preconizado pela legislação vigente (Conama n° 357/05). A partir das análises, o autor discutiu os efeitos destes parâmetros para a saúde das populações locais e de organismos aquáticos, relacionando estatisticamente os dados e indicando caminhos possíveis para a preservação desses mananciais.

Neste capítulo discutiremos também alguns parâmetros limnológicos associados ao processo de eutrofização, incluindo as variáveis utilizadas para análise do Índice de Estado Tróficos (IET): Fósforo total e Clorofila-*a* (índice atualizado sem o uso do disco de Secchi). O intuito é enriquecer o conhecimento dos leitores quanto a cada um destes parâmetros e suas implicações sobre a qualidade das águas.

HISTÓRICO DOS PRINCIPAIS RESERVATÓRIOS QUE ABASTECEM A REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO (RMSP)

Reservatório Guarapiranga

A Represa Guarapiranga está localizada na porção sudoeste da RMSP. Com uma área de drenagem de 702 km^2, abrange totalmente os territórios de Itapecerica da Serra e Embu-Guaçu, parcialmente os de São Paulo e Embu, e uma pequena porção territorial de Juquitiba, São Lourenço da Serra e Cotia. É

delimitada pelas bacias dos rios Pinheiros e Tietê ao norte, a leste pela bacia do reservatório Billings, a oeste pela bacia do Rio Cotia e, ao sul pela Serra do Mar (FUSP/CBH-AT, 2002; Oliver e Ribeiro, 2014). Por conta de 70% de seu perímetro ser ocupado pelo município de São Paulo, é considerada um reservatório urbano (Rodrigues, 2011), conforme apresentado pela Fig. 1.

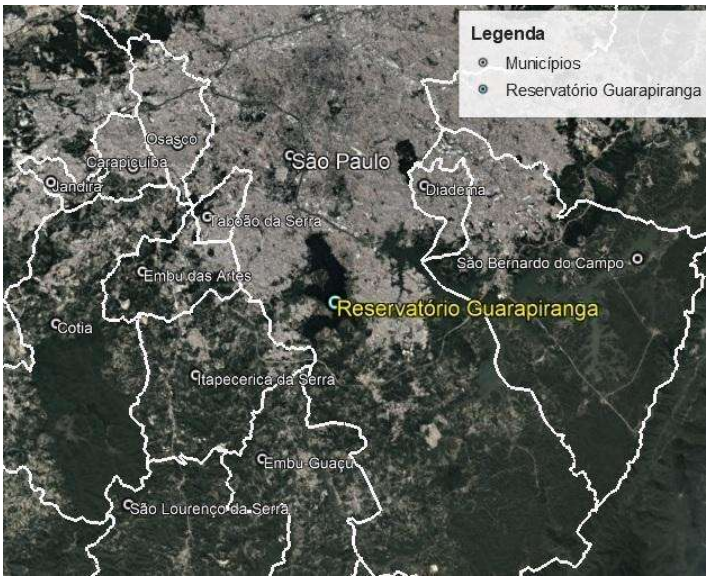

Fig. 1. Distribuição da Represa Guarapiranga entre os municípios. Fonte: O autor (2020).

O Reservatório Guarapiranga foi construído entre 1906 e 1908, a partir do represamento de um dos afluentes do Rio Pinheiros, o Rio Guarapiranga. Esta medida foi tomada em vista da necessidade de regularização da vazão do Rio Tietê que, por conta do início da operação da primeira Hidrelétrica da Companhia Energética *Light* no Brasil e da Usina de Parnaíba, estava com sobrecarga no consumo de água por parte das turbinas das usinas e precisava ser regularizado para a ampliação da produção de energia elétrica (CETESB, 1991).

Após a década de 30, foi atribuído ao Reservatório o uso de suas águas para abastecimento e controle de cheia de sua própria represa, não sendo mais utilizado para a regulação do Rio Tietê (Silva, 2013). A partir da década de 70 e, principalmente da de 80, núcleos urbanos passaram a se instalar no entorno do represamento, dando início aos impactos na vazão da represa. Para que esta tivesse, então, sua vazão regularizada, construiu-se a interligação do Braço

Taquacetuba da Represa Billings com o Rio Parelheiros, que assegurou um aumento da sua capacidade produtora, com o acréscimo de montantes entre dois a quatro mil litros de água por segundo (Cardoso-Silva, 2008). Esse aumento na produção favoreceu ainda mais o adensamento da população residente, que apresentou um crescimento de quase 40% entre os anos de 1991 e 2000 (PSP, 2006) e intensificou a degradação da qualidade da água devido ao crescimento proporcional da produção de esgoto e poluição (Whately e Cunha, 2006).

No ano de 2003, foi constatado que, na região da sub-bacia Guarapiranga, 59% de toda a área já se encontrava alterada por ações humanas. Desse total, 16% das alterações foram promovidas por usos urbanos e o restante, por usos diversos como agricultura, mineração e solo exposto (ISA, 2006). Na época, a sub-bacia possuía ainda 37% de vegetação remanescente da Mata Atlântica. (Whately; Cunha, 2006). Pompêo et al. (2013) ainda complementa que as atividades com maior presença na bacia nesta época foram a mineração (de areia e caulim), o lazer (principalmente esportes náuticos), a agricultura e o surgimento de alguns pólos industriais.

Estima-se que, para o primeiro semestre de 2020, a Represa do Guarapiranga recebeu uma média de 17,5 m³/s (vazão natural) de água de seus afluentes (SABESP, 2020), de forma a abastecer cerca de 4,9 milhões de pessoas da zona sul e sudeste de São Paulo, além de ser receptora também de cerca de 0,465 m³/s de esgoto doméstico (Cunha et al., 2020). Oliver e Ribeiro (2014) pontuam que a represa é um dos mananciais mais ameaçados que abastecem a região. Sabe-se que a ocupação acelerada e desordenada de seu entorno nos anos 70 e 80 contribuiu para o processo de eutrofização das represas do Sistema Guarapiranga-Billings, ao passo que sua profundidade rasa (de máxima de 13 metros) contribui até hoje para o acúmulo de poluentes e a proliferação sazonal fitoplanctônica, incluindo cianobactérias capazes de produzir cianotoxinas prejudiciais à saúde humana e animal, fornecendo riscos à população que utiliza essas águas, mesmo tratadas, para consumo (Oliver; Ribeiro, 2014).

Reservatório Billings

A represa Billings se localiza à sudeste da RMSP, de forma a ter limites, à oeste, com a Bacia Hidrográfica de Guarapiranga, e ao sul, com a Serra do Mar (Nishimura, 2008; Alves da Silva et al., 2009; Silva, 2013). Sua área de drenagem abrange todo o município de Rio Grande da Serra e, parcialmente, os de Diadema, Ribeirão Pires, Santo André, São Bernardo do Campo e São Paulo, conforme demonstrado na Fig. 2.

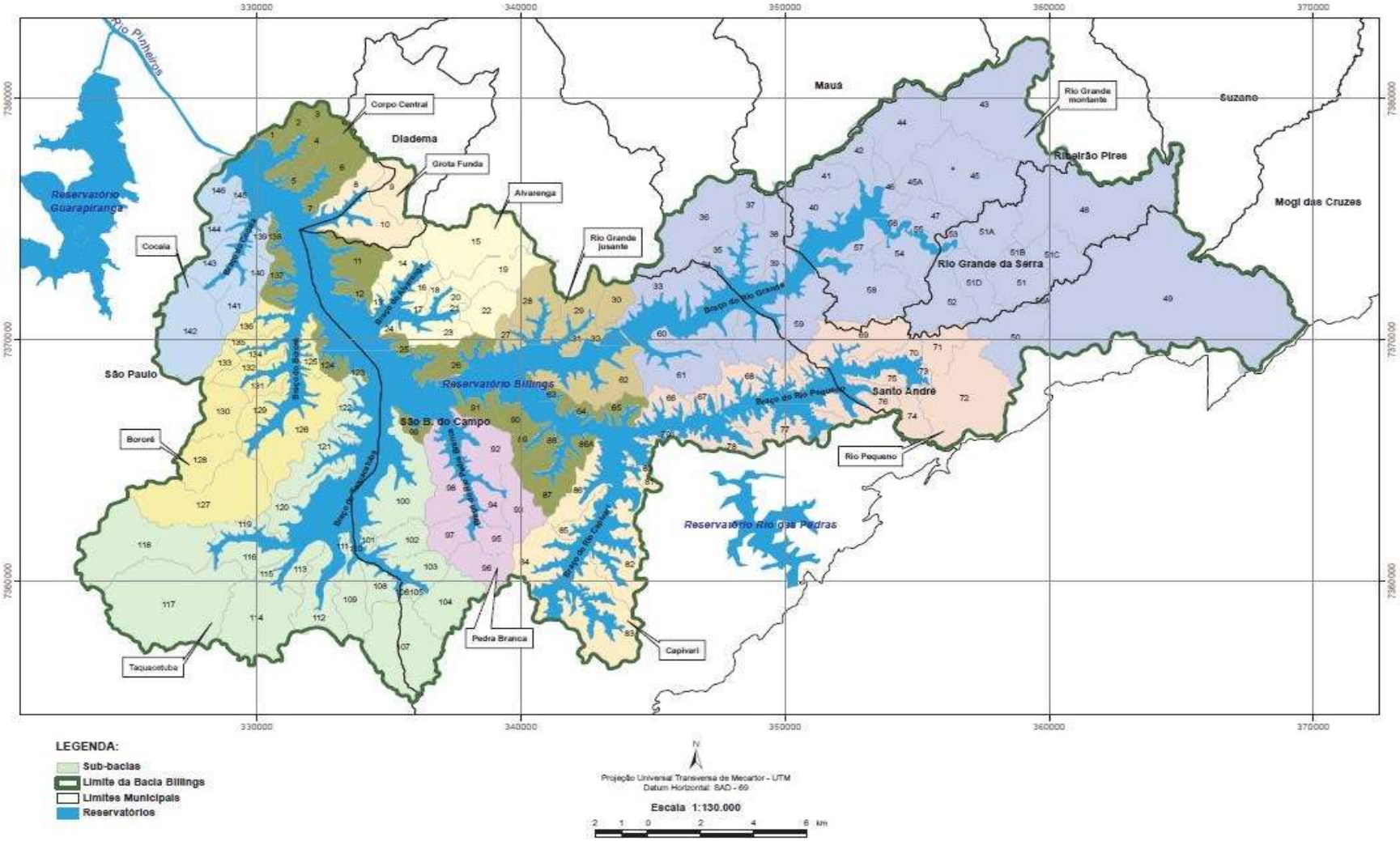

Fig. 2. Bacia hidrográfica da Billings, municípios limítrofes, sub-bacias e braços da represa Billings. Fonte: (COBRAPE; CPLA, 2010).

Possui formato irregular, motivo pelo qual foi subdividida em oito unidades, os chamados braços, que se relacionam com 11 sub-regiões: Corpo Central, Alvarenga, Bororé, Capivari, Cocaia, Grota Funda, Pedra Branca, Rio Grande (a jusante da Barragem Anchieta), Rio Grande (a montante da Barragem Anchieta), Rio Pequeno e Taquacetuba (Nishimura, 2008; Cardoso-Silva et al., 2014).

A construção do reservatório Billings se iniciou em 1925, tendo sido autorizada pelo Decreto Federal nº 6.884, assinado pelo Presidente Artur Bernardes, cuja gestão ocorreu de 1922 a 1926 (Alves et al., 2010). O local ocupado atualmente pelo reservatório foi inicialmente inundado em 1927, com a construção da Barragem de Pedreira, implementada no curso do Rio Grande. Esse projeto foi de responsabilidade da *Light* e teve como intuito aproveitar as águas do Alto Tietê e o desnível da Serra do Mar para a geração de energia elétrica, através da Usina Hidrelétrica (UHE) de Henry Borden, localizada em Cubatão (Capobianco e Whately, 2002; Whately, 2003; Cardoso-Silva et al., 2014).

Nos anos 40, devido à consolidação do parque industrial automobilístico e, consequentemente, da ampliação das oportunidades de trabalho na cidade de São Paulo, houve um crescimento populacional na região, de forma a ser necessária a ampliação da capacidade de geração de energia na UHE Henry Borden. Para que isso fosse possível, aumentou-se a vazão da Represa Billings através do desvio de parte da água do Rio Tietê e da reversão do Rio Pinheiros, ação possibilitada pela construção das Usinas Elevatórias de Pedreira e Traição (Capobianco e Whately, 2002; Alves et al., 2010; Cardoso-Silva et al., 2014). Complementarmente, essa medida também acabou se mostrando interessante para o controle das enchentes e afastamento de efluentes industriais e esgotos, oriundos da cidade em crescimento (Nishimura, 2008).

Em 1958, o reservatório passou a ser utilizado também para abastecimento público, com a captação de água localizada no Rio Grande. Essa ação se deu por conta do crescimento populacional assistido na região do ABC, nos municípios de Santo André, São Bernardo do Campo e São Caetano do Sul (Alves et al., 2010; Cardoso-Silva et al., 2014).

Ao longo do tempo, no entanto, os desvios sofridos pelo Rio Tietê e Rio Pinheiros em direção à Billings começaram a apresentar consequências

ambientais graves. O crescimento populacional de São Paulo, somado com o lançamento rotineiro de efluentes domésticos nesses rios, fizeram com que seus níveis de poluição se intensificassem, de forma a desencadear um acelerado processo de eutrofização e a comprometer a qualidade da água da Billings (Nishimura, 2008). O avanço da urbanização acarretou ainda no desmatamento acelerado no entorno da região (Capobianco e Whately, 2002).

Em 1982, é então interceptado totalmente o Braço do Rio Grande do restante da Billings, através da construção da Barragem Anchieta. Tal medida foi tomada para que se pudesse manter a qualidade do reservatório em níveis aceitáveis para o abastecimento de água do ABC Paulista, uma vez que a represa passou a apresentar alta proliferação de algas cianofíceas (algumas potencialmente tóxicas) por conta do aumento do despejo de esgotos na região (Capobianco e Whately, 2002).

Dez anos depois, em 1992, os desvios das águas dos rios Tietê e Pinheiros passaram a ser exclusivamente para situações emergenciais, como situações de risco de colapso na produção de energia (Cardoso-Silva et al., 2014).

O Reservatório Billings é o maior manancial de água da RMSP (Cardoso-Silva et al.., 2014), estendendo-se por seis dos atuais sete municípios da Grande ABC (Waldman, 2005). Segundo o Relatório emitido pela FABHAT et al. (2018), o reservatório apresenta um volume útil (capacidade de atendimento das demandas) de 1.131,67 hm^3, tendo sido registrado para o primeiro semestre de 2020 um volume de armazenamento médio na represa de 59,87% (SABESP, 2020). No reservatório estão localizados dois importantes mananciais utilizados para abastecimento, o Reservatório Rio Grande, ainda isolado do restante da represa, e o Braço Taquacetuba. Enquanto o primeiro é responsável por abastecer, desde 1958, as demandas de São Bernardo do Campo, Santo André e São Caetano do Sul, que representam cerca de 7% do abastecimento da RMSP (Waldman, 2005), o segundo é responsável por reverter a água para a Represa Guarapiranga, acoplando os dois sistemas (Waldman, 2005; Cardoso-Silva et al., 2014).

Apesar do Complexo Billings ser um manancial protegido pela Lei de Proteção dos Mananciais desde 1976 (Capobianco e Whately, 2002; Nishimura, 2008), é importante observar que estudos têm comprovado o comprometimento

da qualidade de suas águas há algum tempo. Trabalhos como de Fávaro et al.. (2007), Moschini-Carlos et al. (2009) e Cardoso-Silva et al. (2014) indicam haver sinais de degradação hídrica no reservatório, constatados através da avaliação de metais nos sedimentos do braço do Rio Grande, da detecção de cianobactérias e cianotoxinas no braço Taquacetuba e de elevado grau de trofia das águas, respectivamente. Capobianco e Whately (2002), Alves et al.. (2010) e Cardoso-Silva et al.. (2014) relacionam essa degradação com a ocupação populacional intensa e desordenada da região, caracterizada pela existência de moradias irregulares que não possuem nenhum sistema de esgotamento sanitário ou destinação de lixo.

Reservatório Paiva Castro (Sistema Cantareira)

O reservatório Paiva Castro é parte integrante do Sistema Cantareira. Junto com ele, fazem parte do sistema mais cinco reservatórios – Jaguari, Jacareí, Atibainha, Cachoeirinha e Águas Claras (Whately e Cunha, 2006a) – compreendendo um total de cinco bacias hidrográficas – a Bacia do Jaguari, de Jacareí, de Atibainha, de Cachoeirinha e de Juqueri (Whately e Cunha, 2007).

O Sistema Cantareira abastece em torno de 47% da RMSP, abrangendo os municípios de Franco da Rocha, Francisco Morato, Caieiras, Osasco, Carapicuíba e São Caetano do Sul, e parte dos municípios de Guarulhos, Barueri, Taboão da Serra e Santo André (Whately e Cunha, 2007), de forma a contemplar aproximadamente 9 milhões de habitantes (SABESP, 2014) e ser considerado um dos maiores sistemas produtores de água do mundo (Hackbart et al., 2015). É composto ainda por uma estação de tratamento de água – ETA Guaraú – e pela estação elevatória de Santa Inês. Os cinco reservatórios são interligados entre si por derivações e gravidade em túneis artificiais subterrâneos, por canais e bombas. Todo esse sistema é responsável por transportar as águas da bacia do Rio Piracicaba para a Bacia do Alto do Tietê, onde se localiza a Grande São Paulo (Whately e Cunha, 2007).

Na Fig. 3, observa-se que o Reservatório Paiva Castro é o último corpo d'água do sistema de derivação do Sistema Cantareira, de forma a receber as águas provenientes dos demais reservatórios do Sistema, bem como da estação de tratamento de esgotos (ETE) de Mairiporã (Cardoso-Silva, 2013). É

formado pelo barramento do Rio Juqueri, no município de Franco da Rocha e abrange majoritariamente o município de Mairiporã, mais especificamente a região à jusante da sua área urbanizada (Giatti, 2000), ainda fazendo limite com os municípios de São Paulo, Atibaia, Nazaré Paulista, Guarulhos, Caieiras e Franco da Rocha (Macedo, 2011). No primeiro semestre de 2020, o Reservatório Paiva Castro apresentou um volume médio de armazenamento na represa de 2,95 hm^3 (SABESP, 2020), sendo seu volume útil (capacidade de atendimento às demandas) 7,61 hm^3 (FABHAT et al., 2018). Sua área total é de 369 km^2 (ANA, 2018), e a vazão natural média afluente registrada pela SABESP (2020) também para o primeiro semestre de 2020 foi de 4,88 m^3/s.

Fig. 3. Esquematização do Sistema Cantareira, evidenciando o reservatório Paiva Castro. Fonte: (SABESP, 2014).

A Represa Paiva Castro entrou em operação em 1974, juntamente com os reservatórios de Atibainha e Cachoeira, que totalizavam uma vazão de 11 m^3/s^{-1}. Essa se caracterizou como a primeira etapa da implementação do Sistema Cantareira. A segunda e última etapa iniciou-se em 1976 e foi finalizada em 1981, com a inclusão e operação dos reservatórios Jaguari e Jacareí. Após esses dois eventos, a vazão do Sistema Cantareira passou para sua configuração final, de 33 m^3/s^{-1} (Giatti, 2000; Whately e Cunha, 2007).

Apesar de não ter atingido as mesmas proporções de urbanização da Billings e da Guarapiranga, o Sistema Cantareira também vem sofrendo um crescimento populacional intenso entre suas bacias formadoras (Cardoso-Silva, 2013). Dentro deste cenário, a Bacia do Paiva Castro é a bacia que apresenta maior urbanização (Cardoso-Silva, 2013). Apenas entre os anos de 1970 e 2010, foi assistido um crescimento populacional na região desta bacia de mais

de 75.000 habitantes (Ab'Sáber, 1978; Macedo, 2011). Ainda somado a este fato existe a presença de uma infraestrutura carente nos municípios da região, destacando Mairiporã, que faz com que boa parte dos esgotos sejam destinados aos rios que alimentam o sistema sem nenhum tratamento prévio (Whately e Cunha, 2007). Além dessa precariedade no sistema de esgotamento, a bacia do Paiva Castro também apresenta 84% de sua área inserida em Área de Proteção aos Mananciais (Cardoso-Silva, 2013), com a presença de moradias urbanas, de forma a comprometer mais ainda as águas do Reservatório.

A ausência de planejamento e a ocupação irregular da área do reservatório faz com que seja necessário que a sociedade civil e o poder público se comprometam com a proteção e remediação desse ecossistema (Cardoso-Silva, 2013), uma vez que estes mananciais configuram o sistema mais importante de abastecimento da RMSP (Macedo, 2011).

QUALIDADE DAS ÁGUAS NOS RESERVATÓRIOS

Com o objetivo de analisar as condições limnológicas e ecotoxicológicas dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, Silva (2013) analisou diversos parâmetros físicos, químicos e biológicos das águas destes corpos hídricos, na estação seca (Maio de 2011) e chuvosa (Janeiro de 2012), em cinco pontos próximos à captação da água feita pela SABESP para o abastecimento da RMSP.

Neste trabalho apresentamos apenas os resultados dos teores de: nitrogênio (NT) e fósforo totais (PT) avaliados conforme recomendações de Valderrama (1981) e das frações dissolvidas inorgânicas nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-) (Mackereth, 1978), amônio (NH_4^+) (Koroleff, 1976) e ortofosfato (PO_4^-) (Strickland e Parsons, 1960). Apresentamos também os dados de clorofila-a (Cl-a) (Lorenzen, 1967) e Índice de Estado Trófico (IET) baseado no trabalho de Cunha et al.. (2013). Os dados foram avaliados utilizando análises estatísticas descritivas básicas e multivariadas. A correlação entre as variáveis foi investigada por meio da análise de correlação de Spearman ($p < 0,05$). Aplicamos a análise de componentes principais para avaliar a heterogeneidade espacial entre os reservatórios no intuito de observar qual o reservatório mais

impactado pelas variáveis associadas ao processo de eutrofização. Por fim discutimos a toxicidade aguda (ABNT, 2009) e crônica (ABNT, 2010) das águas (amostra da coluna d'água integrada).

Eutrofização dos reservatórios da RMSP

O processo de eutrofização de um corpo hídrico ocorre quando suas águas sofrem um aumento da concentração de nutrientes, especialmente do fósforo e do nitrogênio**,** sendo este efeito mais comum em lagos e represas do que em rios (ANA, 2020). Esse enriquecimento do meio, por sua vez, possibilita o desenvolvimento de organismos que necessitam de nutrientes para seu crescimento, em especial, as algas (Esteves, 2011; CETESB, 2017). Quando esse crescimento se torna intenso, a presença das algas passa a ser excessiva, podendo acarretar em diversos efeitos indesejados para o meio, como a existência de maus odores, a mortalidade de peixes, mudança da biodiversidade e contaminação da água (Esteves e Meirelles-Pereira, 2011; ANA, 2020).

Desta forma, é necessário que se controle os processos de eutrofização, para que assim nem a qualidade da água, nem os seus usos múltiplos sejam prejudicados, incluindo o abastecimento público. Portanto, para que se estude os cenários de enriquecimento de nutrientes e de crescimento excessivo de algas nas águas do estado, a CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), agência governamental responsável pelo controle, fiscalização, monitoramento e licenciamento de atividades geradoras de poluição, aplica em seu monitoramento o IET.

O IET é responsável por classificar os corpos d'água em diferentes graus de trofia. Para seu cálculo, são considerados os parâmetros Fósforo Total, Clorofila-*a* e disco de Secchi (Lamparelli, 2004; Cunha et al., 2013). No Brasil a transparência não é rotineiramente avaliada para cálculo do IET, pois é uma variável afetada pelas características de alta turbidez dos reservatórios do estado de São Paulo. A turbidez encontrada é uma consequência dos altos níveis de material particulado em suspensão resultantes dos solos argilosos predominantes na região. Desta forma, para o cálculo do IET são aplicados apenas os teores de Fósforo total e Clorofila-a, em uma equação específica de

forma a originar dois componentes: o IET (PT) - Índice do Estado Trófico para o Fósforo e o IET (CL) - Índice do Estado Trófico para a clorofila-*a*. Enquanto o primeiro avalia o potencial de eutrofização existente no meio, visto que o fósforo atua diretamente como agente causador do processo, o segundo avalia a resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando o nível de crescimento das algas. O valor final de IET é composto pela média aritmética do IET de cada componente, englobando então as considerações obtidas tanto em relação à causa, quanto em relação ao efeito do processo (Lamparelli, 2004; Cunha et al., 2013; CETESB, 2017b).

A seguir, apresentamos, de forma geral, alguns dos parâmetros que influenciam os processos de eutrofização, além daqueles descritos pelo modelo do IET, e os resultados obtidos pela análise de Silva (2013).

PARÂMETROS RESPONSÁVEIS PELA EUTROFIZAÇÃO

Série de Nitrogênio (nitrogênio orgânico e molecular e frações inorgânicas dissolvidas: amônia, nitrato e nitrito)

O Nitrogênio em conjunto com o Fósforo é um elemento essencial ao metabolismo celular sendo parte constituinte da atmosfera. Por conta de seu estado de oxidação, que varia de -3 à +5, pode ser encontrado sob diversas formas, a citar (Libânio, 2016):

i. *Nitrogênio orgânico* na forma dissolvida (como ureia e aminoácidos) e particulada, de forma a integrar a biomassa da biota aquática;
ii. *Nitrogênio molecular* (N_2), sujeito a recorrentes perdas na atmosfera;
iii. *Nitrogênio amoniacal*, gás *amônia* (NH_3) e íon *amônio* (NH^{4+});
iv. *Nitrito* (NO_2^-), encontrado em quantidades ínfimas, por conta do seu rápido processo (quase que instantâneo) de oxidação a nitrato;
v. *Nitrato (*NO_3^-), forma oxidada, que constitui um dos nutrientes essenciais para a biota aquática.

A soma das frações elencada acima constitui o Nitrogênio Total. As principais formas assimiladas pelos produtores primários são o nitrato e o nitrogênio amoniacal. No processo fotossintético, o nitrato deve passar,

obrigatoriamente, à forma de amônio dentro da célula, que é a forma diretamente assimilável pelo organismo (Koroleff, 1976; Carmouze, 1994). Vale ressaltar que alguns grupos de cianobactérias são capazes de fixar o nitrogênio molecular (Esteves e Amado, 2011).

Existem diversas fontes de Nitrogênio para os corpos hídricos, podendo ser naturais ou antrópicas. A principal fonte natural é a biofixação, processo realizado por algumas bactérias e cianobactérias que, ao incorporarem o nitrogênio atmosférico em seus tecidos, contribuem para a presença do nitrogênio orgânico nas águas onde estão inseridas (Libânio, 2016; CETESB, 2017). Já como principal fonte antrópica pode-se citar os despejos recorrentes de esgotos sanitários diretamente nos corpos hídricos, atitude que resulta na dispersão de nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas nos efluentes, e do nitrogênio amoniacal, presente na ureia oriunda do esgoto (CETESB, 2017). A atividade agrícola também é responsável pela presença de diversas formas de nitrogênio na água, visto que em áreas agrícolas, onde ocorre a prática de fertilização do solo, há o risco das águas pluviais lixiviarem os fertilizantes para os corpos hídricos da região, carregando consigo compostos nitrogenados. Por fim, algumas indústrias, principalmente dos segmentos químico, petroquímico, siderúrgico, farmacêutico e alimentício (matadouros, frigoríficos e curtumes), podem vir a contribuir mais ainda com a presença do nitrogênio amoniacal e orgânico, devido às descargas de seus efluentes nos corpos hídricos (Libânio, 2016, CETESB, 2017).

Destaca-se que a definição da forma de nitrogênio presente na amostra de monitoramento é importante para analisar a etapa de degradação que a poluição se encontra. Se na análise constata-se presença predominante das formas reduzidas desse elemento (nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal), sabe-se que a fonte de poluição se encontra próxima, ou seja, que é uma poluição recente. Por outro lado, se for constatada a presença de formas oxidadas (nitrito e nitrato), conclui-se que as descargas de poluição se encontram mais distantes, vindo a ser uma poluição mais antiga (Libânio, 2016; CETESB, 2017).

A medição do nitrogênio amoniacal é utilizada como uma das medidas de controle e classificação da qualidade da água e dos esgotos despejados (CETESB, 2017). A presença significativa do íon amônio no ambiente aquático

provoca o consumo e redução do oxigênio dissolvido da água, devido ao seu processo natural e biológico de oxidação, e, em ambientes de pH elevado, ocorre ainda a conversão no gás amônia (Ip et al., 2001; Libânio, 2016). Esta forma de nitrogênio é tóxica, e restringe a vida dos peixes, a ponto de muitas espécies não suportarem concentrações acima de 5 mg/L (Ip et al., 2001; CETESB, 2017). Assim, observa-se que por conta da influência do pH, a Resolução Conama nº 357/2005, estabelece diferentes concentrações máximas de nitrogênio amoniacal total, sendo elas dependentes da faixa de pH observadas no meio (BRASIL, 2005).

Libânio (2016) também destaca a relação do nitrogênio com efeitos nocivos aos seres humanos. A forma de nitrato está associada a doença de metahemoglobinemia ("doença do bebê azul"), uma enfermidade que dificulta o transporte do oxigênio na corrente sanguínea dos seres humanos, afetando principalmente crianças com menos de três meses de vida, podendo até mesmo levar à morte. Por conta disso, são tratados pela Portaria n°5 de 28/09/2017 do Ministério da Saúde, que dispõem sobre a vigilância da qualidade da água para consumo humano (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2017), limites de concentração tanto para nitrato, como para o nitrito.

O descarte de nitrogênio nas águas naturais, juntamente com outros nutrientes presentes nos despejos, como o fósforo, resulta no enriquecimento do meio, com o fornecimento dos nutrientes essenciais ao crescimento de algas, cianobactérias e plantas aquáticas (Libânio, 2016). Em excesso, esse crescimento pode provocar alterações no funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Destaca-se ainda que o controle da eutrofização por meio da redução do aporte de nitrogênio é um pouco dificultoso, devido à multiplicidade de fontes desse nutriente, o que faz com que o controle de sua origem seja mais difícil. Por conta disso, é preferível que se invista no controle de fontes de fósforo, substância que também possui grande influência no processo de eutrofização (CETESB, 2017).

Por fim, os estudos realizados por Silva (2013) evidenciaram uma grande influência das estações chuvosa e seca nas concentrações das substâncias nitrogenadas (Tab. 1).

Tab. 1. Estatística descritiva básica para variáveis limnológicas avaliadas em três reservatórios da Região Metropolitana de São Paulo nos períodos seco e chuvoso (Silva, 2013).

		OD	N Total	Nitrato	Nitrito	Amônio	P Total	Ortofosfato.	Clorofila *a*
		(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(µ/l)
	Média	1,86	1,38	0,13	0,05	1,66	0,04	0,02	28,58
Gua1	SD	0,27	0,24	0,15	0,002	0,35	0,01	0,03	7,62
	CV	14,42	17,54	119,21	3,52	20,98	15,04	139,77	26,65
	Média	11,13	0,91	0,47	0,03	0,17	0,06	0,10	53,24
Gua2	SD	0,44	0,10	0,09	0,01	0,05	0,01	0,12	10,49
	CV	3,96	10,72	19,71	23,17	30,38	19,67	114,10	19,71
	Média	4,03	1,15	0,03	0,004	0,16	0,02	0,01	28,58
Bill 1	SD	0,74	0,29	0,01	0,01	0,04	0,005	0,01	7,62
	CV	18,44	25,38	40,82	124,18	28,32	29,32	121,00	26,65
	Média	9,13	0,33	0,14	0,02	0,13	0,05	0,12	50,47
Bill2	SD	0,81	0,03	0,01	0,003	0,04	0,01	0,23	23,75
	CV	8,91	9,40	6,04	15,30	31,68	21,53	191,72	47,06
	Média	4,38	0,54	0,004	0,004	0,31	0,02	0,003	7,95
PC1	SD	1,63	0,11	0,004	0,003	0,04	0,02	0,002	3,24
	CV	37,22	20,03	104,58	75,05	13,05	100,24	62,36	40,73
	Média	7,23	0,24	0,14	0,004	0,28	0,02	0,03	5,28
PC2	SD	0,52	0,04	0,02	0,001	0,09	0,01	0,05	0,81
	CV	7,13	17,92	16,44	15,21	31,64	36,56	168,20	15,31

SD: Desvio Padrão, CV: Coeficiente de variação

Como destaque, encontra-se o Nitrato, que, na estação chuvosa, apresentou as maiores concentrações médias nos três reservatórios avaliados, Guarapiranga, Billings e Paiva Castro. Esse excesso pode estar relacionado ao Oxigênio Dissolvido, que também apresentou um aumento de sua concentração nas estações chuvosas. Observou-se correlações de Spearman positivas significativas ($p < 0,05$; $r = 0,66$) entre os teores de nitrato e oxigênio dissolvido. Neste caso, pode ter ocorrido à oxidação de parte do nitrito disponível, resultando na produção de nitrato (Ip et al., 2001; Esteves e Amado, 2011), processo este facilitado, possivelmente, pela ocorrência de maiores precipitações e fortes ventos que ocasionam a movimentação da coluna d'água. Observa-se ainda que esse

aumento no teor do Nitrato na estação chuvosa, pode ter influenciado um aumento nos teores de Clorofila-*a,* uma variável sugestiva do aumento da biomassa fitoplanctônica. Este aumento é consequência do maior aporte de nutrientes da bacia de drenagem ao corpo hídrico característica comum do período chuvoso (Smith et al.. 2014; Cardoso-Silva et al.. 2018).

Fósforo

O fósforo se apresenta no ambiente, geralmente, na forma de fosfato derivado do ácido fosfórico. O fósforo, por sua vez, pode ser encontrado no meio aquático em diferentes formas:

i. *fósforo particulado orgânico* e inorgânico. A forma orgânica inclui o fósforo componente de estruturas celulares de organismos vivos e suas excretas ou organismos em decomposição (Esteves e Panosso, 2011; Libânio, 2016) e a forma inorgânica engloba o fosfato adsorvido ou agregado a moléculas inorgânicas, como compostos minerais

ii. *fósforo dissolvido orgânico e inorgânico*. A forma orgânica engloba o fósforo produzido por organismos e inclui compostos como nucleotídeos e coloides orgânicos. A forma inorgânica de fósforo inclui principalmente os *ortofosfatos* (principal forma de assimilação de fósforo pelos produtores primários) (Esteves e Panosso, 2011) e *polifosfatos* (polímeros de ortofosfatos, que geralmente se convertem em ortofosfatos por hidrólise (CETESB, 2017)).

Em meio aquático podemos analisar a soma de todas as frações acima descritas, neste caso denominamos o fósforo presente como fósforo total. O fósforo total é utilizado no cálculo do IET.

O fósforo pode ser oriundo tanto de processos naturais, assim como é o caso do fosfato inorgânico, produzido a partir da lixiviação das rochas fosfatadas (Libânio, 2016), como de processos antrópicos, sendo o principal deles o despejo de esgotos sanitários em corpos d'água ricos em detergentes polifosfatados e matéria fecal (CETESB, 2017). Outras atividades antrópicas, como a fertilização dos solos agrícolas ou então as relacionadas às indústrias de fertilizantes, de pesticidas, de conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios,

também geram efluentes ricos em fósforo, de forma a também contribuir com sua dispersão na água (CETESB, 2017).

Assim como o Nitrogênio, o Fósforo é considerado um dos principais macro-nutrientes, essenciais para os processos biológicos e exigidos em altas quantidades pelas células (Devesa-Rey et al., 2009; CETESB, 2017), sendo suas formas de ortofosfato as mais facilmente assimiláveis por algas e macrófitas (Libânio, 2016). Quando apresentado em excesso, o fósforo também pode conduzir à processos de eutrofização em águas naturais, contudo, por ser menos abundante que o nitrogênio no meio aquático, constitui o principal fator limitante ao desenvolvimento de algas e plantas nos corpos hídricos.

Sobre o monitoramento do fósforo nos três reservatórios objetos de estudo de Silva (2013), foi constatado haver desconformidade entre as concentrações apresentadas e os valores estipulados na CONAMA n° 357/05, conforme apontado na Tab. 2. Esta extrapolação é explicada justamente pelo despejo constante de cargas poluidoras nos corpos hídricos, relacionadas a efluentes industriais e sanitários.

Na represa Guarapiranga, destaca-se ter ocorrido uma alta concentração de Fósforo Total, que acabou por influenciar também o aumento dos teores de Clorofila-*a* (Tab. 1), com correlações positivas significativas ($p < 0,05$; $r = 0,67$) entre estas variáveis. Estes dados corroboraram o papel do Fósforo como um dos fatores limitantes do desenvolvimento das algas. No reservatório Paiva Castro, no entanto, a extrapolação do limite de fósforo total aos valores estabelecidos pela legislação vigente foi a menor observada entre os três reservatórios (Tab. 2).

Tab. 2. Parâmetros e seus respectivos valores em não conformidade com a CONAMA 357/05.

RESERVATÓRIO	*PONTO DE AMOSTRAGEM*	*Fósforo Total (PT)*			*Clorofila-a (Clo a)*		
		ESTAÇÃO SECA	*ESTAÇÃO CHUVOSA*	*CONAMA 357/05*	*ESTAÇÃO SECA*	*ESTAÇÃO CHUVOSA*	*CONAMA 357/05*
Gua	Gua 1	0,036	0,074	**PT < 0,02 mg/L^{-1}**	16,27	67,24	**Cl a < 10 µg/L^{-1}**
	Gua 2	0,039	0,044		29,64	55,52	
	Gua 3	0,05	0,071		36,25	53,34	
	Gua 4	0,035	0,056		33,04	52,32	
CLASSE 01	Gua 5	0,043	0,062		27,72	37,8	
Bill	Bill 1	*	0,059	**PT < 0,03 mg/L^{-1}**	*	85,83	**Cl a < 30 µg/L^{-1}**
	Bill 2	*	0,052		*	62,08	
	Bill 3	*	0,038		36,25	43,5	
	Bill 4	*	0,038		33,04	33,74	
CLASSE 02	Bill 5	*	0,039		*	*	
Paiva Castro	P.C. 1	*	*	**PT < 0,02 mg/L^{-1}**	*	*	**Cl a < 10 µg/L^{-1}**
	P.C. 2	*	*		*	*	
	P.C. 3	0,058	0,028		*	*	
CLASSE 01	P.C. 4	*	0,025		11,20	*	
	P.C. 5	*	*		10,52	*	

*Medições que apresentaram conformidade com a CONAMA 357/05

Clorofila *a*

A Clorofila-*a* é um pigmento definido como sendo o principal parâmetro que aponta o estado trófico de meios aquáticos, representando um indicador de biomassa fitoplanctônica (Wetzel, 2001). Os pigmentos clorofilianos, de uma forma geral, são responsáveis pelo processo fotossintético. Além da clorofila-a, existem as clorofilas b, c, e d, as quais funcionam como pigmentos acessórios no processo fotossintético e que podem ser encontradas em grupos específicos de algas (Aneeshkumar e Sujatha, 2012). No entanto, a clorofila *a* é considerada a mais universal de todas.

Na análise de Silva (2013), foi constatado que, assim como o fósforo, a clorofila-*a* também apresentou concentrações desconformes perante os valores limites da CONAMA n° 357/05 (Tab. 2). Esse cenário também foi relacionado aos despejos de efluentes sanitários e industriais na região. Quanto à influência das estações chuvosas e secas, notou-se padrões diferentes para os reservatórios: enquanto na represa Guarapiranga e Billings o período chuvoso apresentou os maiores teores de Clorofila-*a*, no reservatório Paiva Castro os maiores teores foram registrados na estação seca. Observou-se a influência da concentração de fósforo no aumento do teor de Clorofila-*a,* na análise de ACP (análise dos componentes principais), com uma correlação positiva e os seguintes autovalores: P total: 0,876 e Cl-a 0,801. Esse fato reforça então o fato de que o fósforo é capaz de incrementar a proliferação das algas, de forma a constituir um dos fatores limitantes da eutrofização.

Índice de Estado Trófico (IET): Modelo aplicado

A partir da base de dados de Silva (2013), recalculamos o IET com base no modelo de Carlson (1977), modificado para ambientes tropicais por Toledo et al.. (1983) e adaptado posteriormente para reservatórios por Cunha et al.. (2013). Sabe-se que quanto maiores os valores PT e Clorofila-*a*, maior o IET obtido e mais eutrofizado o corpo hídrico em questão, de acordo com os dados obtidos pelos modelos supracitados. A Tab. 3 apresenta os possíveis graus de trofia, bem como os seus significados.

Tab. 3. Classe de estado trófico (Cunha et al., 2013) e suas características principais.

VALOR DO IET	CLASSES DE ESTADO TRÓFICO	SIGNIFICADO
IET <51,1	Ultraoligotrófico	Corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam prejuízos aos usos da água.
51,2 < IET ≤ 53,1	Oligotrófico	Corpos d'água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença de nutrientes.
53,2 < IET ≤ 55,7	Mesotrófico	Corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.
55,8 < IET ≤ 58,1	Eutrófico	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos.
58,2 < IET ≤ 59	Supereutrófico	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem com frequência alterações indesejáveis na qualidade da água, como a ocorrência de episódios de florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos.
> 59,1	Hipereutrófico	Corpos d'água afetados de forma significativa pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios de florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

*As cores são meramente ilustrativas. Fonte: modificado de **ANA (2020)**

A Tab. 4, por sua vez, apresenta os resultados obtidos por Silva (2013) para os índices de estado trófico dos três reservatórios.

Tab. 4. Índice de Estado Trófico nos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro nos períodos de Mai/2011 e Jan/2012 (média dos valores do Cl-*a* e PT).

RESERVATÓRIO	***PONTO DE AMOSTRAGEM***	***IET*** ***ESTAÇÃO SECA***	***IET*** ***ESTAÇÃO CHUVOSA***
Guarapiranga	Gua 1	56,46	60,45
	Gua 2	57,71	59,08
	Gua 3	58,56	59,95
	Gua 4	57,69	59,45
	Gua 5	57,78	59,06
	Média	57,64 ±0,75	59,60 ±0,60
Billings	Bill 1	54,86	60,45
	Bill 2	53,38	59,61
	Bill 3	56,05	58,35
	Bill 4	55,88	57,89
	Bill 5	56,63	57,55
	Média	55,76 ± 0,67	58,77±1,22
Paiva Castro	P.C. 1	52,83	52,43
	P.C. 2	51,59	53,24
	P.C. 3	55,85	54,19
	P.C. 4	53,44	53,53
	P.C. 5	53,14	51,96
	Média	53,37 ± 1,56	53,07 ± 0,88

***As cores são meramente ilustrativas. Fonte: Silva, 2013 (adaptado).**

Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Hipereutrófico
< 51,1	51,2 a 53,1	53,2 a 55,7	55,8 a 58,1	58,2 a 59,0	≥ 59,1

Observa-se pela Tab. 4 uma diferenciação entre os resultados da estação seca e da chuvosa para a maior parte das amostragens. Com exceção dos cinco pontos de coleta do reservatório Paiva Castro, mais estável, todos os outros reservatórios apresentaram respostas que variaram

de acordo com as estações climáticas. Em regiões tropicais e subtropicais a dinâmica dos ecossistemas aquáticos é influenciada pela sazonalidade dos períodos seco e chuvoso (CETESB, 2017) e, por conta disso, é normal que os resultados de IET apresentem variações ao longo do ano. Isso ocorre, pois fatores como temperatura, disponibilidade de nutrientes e condições de penetração de luz na água são intensificadas de acordo com a estação climática que se encontram.

Diante de todos os resultados expostos, inclusive os relativos às variáveis Nitrogênio, Fósforo e Clorofila *a*, Silva (2013) corroborou a existência de interferência direta do Nitrogênio e Fósforo nos resultados da Clorofila-*a*, a ponto de afetar a qualidade das águas dos reservatórios. Destaca-se que os reservatórios Guarapiranga e Billings foram os que apresentaram maior grau de eutrofização, enquanto que o reservatório Paiva Castro se mostrou em melhores condições de preservação.

Kagami et al. (2013) ainda complementa que nos últimos anos, a eutrofização tem progredido bastante em muitos ecossistemas aquáticos, sendo o aumento de nutrientes provenientes dos arredores das bacias de drenagem o primeiro motivador desse processo.

Heterogeneidade espacial

A análise de componentes principais (Fig. 4) evidencia que as variáveis associadas ao processo de eutrofização diferenciaram entre os três reservatórios. O primeiro eixo explicou 40,73% da variabilidade de dados e em conjunto com o eixo 2 73,27.%. Observa-se que os teores de Fósforo total (0.91) e Clorofila-*a* (0.84) influenciaram o eixo 1 e o posicionamento dos pontos amostrados nos reservatórios Guarapiranga e Billings no período chuvoso.

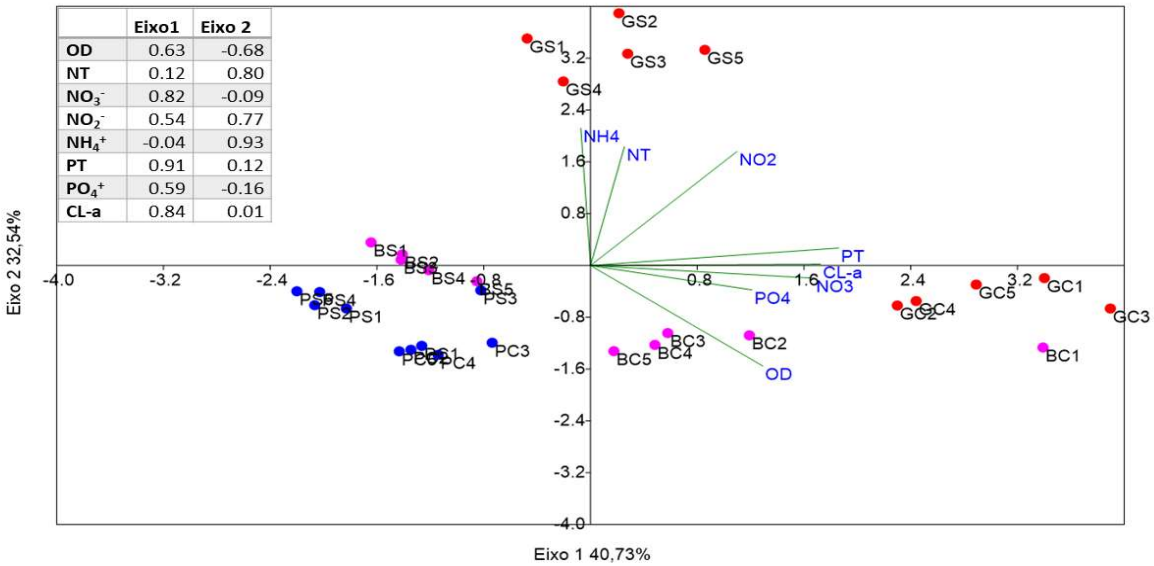

Fig. 4. Análise de componentes principais para variáveis limnológicas coletadas em águas superficiais de três reservatórios. G: Guarapiranga, B: Billings, P: Paiva Castro, S: período seco, C: período chuvoso.

Os teores de oxigênio dissolvido (OD: 0,63), também influenciou os pontos do período chuvoso de Billings e Guarapiranga, possivelmente pela ação de ventos que proporciona maior mistura da coluna de água, como discutido anteriormente. No eixo 2 as frações nitrogenadas, nitrito e nitrato e os teores de nitrogênio total influenciaram o posicionamento dos pontos localizados no reservatório Guarapiranga durante o período seco.

Os reservatórios Guarapiranga e Billings mostraram-se, portanto, mais impactados pelo processo de eutrofização durante o período chuvoso e o reservatório Paiva Castro o menos impactado. Mostrando a necessidade de medidas que visem reverter o grau de impacto nestes importantes mananciais.

Ecotoxicologia: Toxicidade das águas dos reservatórios

Os testes de toxicidade são uma ferramenta importante, constituindo-se em abordagem exploratória para evidenciar um problema de qualidade de corpos hídricos que recebem despejos domésticos e industriais (Zagatto e Bertoletti, 2008). Existem diversas variáveis que contribuem para os problemas relativos à qualidade das águas, e segundo Beyruth e Pereira (2002), os fatores climáticos, particularmente a precipitação e a temperatura,

se mostraram como os elementos fundamentais que podem estar atuando sobre os meios físico, químico e fitoplactônico, baseado em seus estudos no Braço do Rio Grande, no reservatório Billings. Tais eventos interferem nos nutrientes e balanço de contaminação. As tempestades de verão influenciam nos processos erosivos, promovem mistura na coluna da água e a inserção de nutrientes e contaminantes.

A entrada dos poluentes nos ecossistemas aquáticos influencia no incremento da produtividade primária e secundária, podendo levar a um desequilíbrio ecossistêmico. Em doses excessivas, podem causar toxicidade, levando à mortandade e declínio das populações dos organismos expostos.

Os resultados dos testes ecotoxicológicos obtidos nos três reservatórios mostrou tendência à toxicidade nos locais com maior eutrofização, onde a industrialização e urbanização descontrolada podem ter interferido diretamente nas características físicas e químicas dos corpos hídricos. Os resultados de toxicidade aguda e crônica, utilizando os organismos *Daphnia similis* (teste agudo: mortalidade) e *Ceriodaphnia dubia* (teste crônico: reprodução), apontam para toxicidade aguda apenas no reservatório Billings, em 4 dos 5 pontos, na estação seca. Quantos aos resultados crônicos, os reservatórios Billings e Guarapiranga obtiveram apenas 1 ponto com toxicidade em cada um, na estação seca, enquanto Paiva Castro apresentou 2 pontos, na estação chuvosa.

Num panorama geral, podemos apontar o reservatório Billings como um dos mais impactados pelas ações antrópicas, o que foi corroborado pelos testes de toxicidade aguda. Cabe ressaltar, que durante as coletas neste corpo hídrico, o autor observou extensas manchas de óleo na superfície da água, próximo da captação de água pela SABESP.

Apesar de dois pontos do reservatório Paiva Castro apresentarem toxicidade, os quais foram classificados como mesotróficos, este reservatório é o que recebe menor aporte de poluentes comparativamente à Billings e Guarapiranga. Isso ocorre, pois ele se situa mais distante da mancha urbana da região metropolitana de São Paulo, sendo influenciado apenas por municípios de porte pequeno a médio, como Mairiporã-SP. Vale ressaltar que, em relação aos parâmetros estabelecidos pela Conama n° 357/05, os

três reservatórios apresentaram parâmetros em não conformidade, estando entre eles: pH, Oxigênio Dissolvido, Fósforo Total e Clorofila-*a*.

Os três reservatórios mostram um gradiente de toxicidade, que leva o reservatório Billings a ser o mais tóxico, em se tratando de percentual (%) de pontos tóxicos (60 % do total de pontos analisados em ambas as estações).

CONCLUSÃO

Conforme apresentado ao longo do capítulo, as três represas situadas na RMSP são estratégicas para o abastecimento de água para a população e atividades agrícolas, comerciais e industriais da região.

Quanto à poluição, os corpos mais afetados pela ação antrópica são as represas Guarapiranga e Billings, uma vez que o aporte de efluentes industriais e sanitários é mais constante e intenso nesses locais. Ambos foram classificados de Mesotróficos a Supereutróficos, segundo os dados obtidos no trabalho de Silva (2013), e modificados para este capítulo. A represa Paiva Castro, classificada neste trabalho como mesotrófica, recebe menos aporte de poluentes, porque é situada mais ao interior do Estado, sendo influenciada apenas por municípios de portes pequenos a médios, como Mairiporã-SP.

É evidente que o adensamento populacional e grandes falhas na gestão e elaboração dos planos diretores de cada área onde os reservatórios estão localizados, contribuíram para a degradação da qualidade das águas dos mesmos. É importante salientar, que quanto maior a saturação de poluentes nas águas dos reservatórios, maiores serão também as concentrações de substratos necessários para reduzir a concentração dos poluentes na água tratada, como cloro, sulfato de alumínio, cloreto férrico, dentre outros, o que encarecerá o custo de tratamento, alterando também o sabor e odor da água. Além do mais, ao final do tratamento, os resíduos removidos dos tanques de decantação serão desidratados e enviados para aterros controlado, o que também é considerado como um potencial fator impactante.

A melhor opção para a redução do aporte poluidor nos corpos hídricos seria o tratamento de 100% de todos os efluentes lançados nestes locais, além do controle e tratamento das águas superficiais que chegam nestes

reservatórios. Neste último caso, existe o conceito de sistemas de drenagem sustentáveis, que levam em consideração as áreas verdes permeáveis, bacias de infiltração, bacias de detenção e retenção, etc, que reduziriam em muito o escoamento superficial para os corpos hídricos adjacentes. Em todos estes casos, os investimentos seriam na ordem de milhões a bilhões de reais, nas grandes capitais, e mesmo parecendo ser uma utopia, muitos países mundo afora já investem em tecnologias avançadas e estruturas físicas com enfoque na preservação dos ecossistemas hídricos. O Brasil precisa urgentemente de políticos compromissados com o meio ambiente e com a saúde da população. Este é o único caminho para que os nossos mananciais possam continuar sendo utilizados de forma sustentável pelas gerações vindouras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT, 2009. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009. Água – Ensaio de Toxicidade aguda com *Daphnia similis Claus*, 1876 (Cladocera, Crustacea). Norma NBR 12713:2009. Rio de Janeiro, ABNT, p.16. 2004.

ABNT, 2010. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2010. Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com *Ceriodaphnia spp* (Crustácea, Cladocera) Norma NBR 13373:2010. Rio de Janeiro, ABNT, p.15. 2006.

Ab'Sáber, A. N., 1978. O reservatório Juqueri na área de Mairiporã: estudos básicos para defesa ambiental e ordenação dos espaços envolventes. In: Geogr e Planej.; 32:1-28.

Alves da Silva, M.E.P, Castro, P.M.G., Maruyama, L.S., Paiva, P., 2009. Levantamento Da Pesca E Perfil Socioeconômico Dos Pescadores Artesanais Profissionais No Reservatório Billings. B. Inst. Pesca, 35(4): 531 - 543, São Paulo

Alves, B. T. et al.., 2010. Caderno de Educação Ambiental – Edição Especial Mananciais – Billings. Secretaria de Meio Ambiente de São Paulo.

ANA, 2018. Agencia Nacional de Águas - ANA. Nota Técnica Conjunta n. 1/2018/CSCOB/SAS/DAEE. Assunto: Repartição das vazões transpostas da bacia hidrográfica do rio Piracibaba para a bacia hidrográfica do Alto Tietê pelo Sistema Cantareira para fins de cobrança pelo uso de recursos hídricos. São Paulo, 2018.

ANA, 2020. Agencia Nacional de Águas - ANA. Indicadores de Qualidade - Índice do Estado Trófico (IET). Brasília, DF. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-estado-trofico.aspx>. Acesso em 09 fev. 2020.

Aneeshkumar, N., Sujatha, C.H. 2012. Biomarker pigment signatures in Cochin back water system - A tropical estuary south west coast of India. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 99: 182-190.

Beyruth, Z. & Pereira, H.A.D.S.L., 2002. O isolamento do Rio Grande da Represa Billings, São Paulo: efeitos sobre o fitoplâncton durante um ciclo hidrogênico completo. In: B. Inst. Pesca, v.28, n.2, p.111 – 123. 2002.

BRASIL, 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução No. 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União. Brasília, DF: SEMA. 27 p. 2005.

Capobianco, J.P.R. & Whately, M., 2002. Billings 2000: Ameaças e Perspectivas para o Maior Reservatório de Água da Região Metropolitana de São Paulo: relatório do Diagnóstico Socioambiental participativo da bacia Hidrográfica da Billings no período de 1989 a 1999. Instituto Socioambiental. São Paulo, 60p.

Cardoso-Silva, S., 2008. Heterogeneidade espacial e a qualidade das águas superficiais do reservatório Guarapiranga (São Paulo – SP – Brasil). Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia. São Paulo.

Cardoso-Silva, S., 2013. Metais-traço em sedimentos do reservatório Paiva Castro (Mairiporã- São Paulo): histórico por meio da geocronologia do 210Pb, biodisponibilidadae e uma proposta para a gestão dos recursos hídricos. 166p. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia.

Cardoso-Silva, S., Nishimura, P.Y., Padial, P.R., Mariani, C.F., Moschini-Carlos, V., Pompêo, M.L.M., 2014. Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. Bioikos. 28(1):31-43, Campinas, SP.

Cardoso-Silva, S., López-Doval, J.C., Moschini-Carlos, V., Pompêo M. 2018. Metals and limnological variables in an urban reservoir: compartmentalization and identification of potential impacted areas. Environ. Monit. Assess., 190 (19): 11–13.

Carlson, R. E., 1977. A Trophic State Index for Lakes. In: Limnol. Oceanogr., v.22, p.361-369. 1977.

Carmouze, J.P., 1994. O metabolismo dos ecossistemas aquáticos - Fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas: Editora FAPESP. 253 p.

CETESB, 1991. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, 1991. Avaliação da qualidade das águas para consumo humano no estado de São Paulo – 1990. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, Série/Relatórios.

CETESB, 2017. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, 2017. Relatório de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo (2017) - APÊNDICE E. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em 09 fev. 2020.

CETESB, 2017a. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, 2017a. Relatório de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo (2017). Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em 10 fev. 2019.

CETESB, 2017b. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, 2017b. Relatório de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo (2017) - APÊNDICE D. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em 09 fev. 2019

COBRAPE; CPLA, 2010. Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos - COBRAPE; Coordenadoria de Planejamento Ambiental – CPLA (SMA). Elaboração do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings - Relatório Final. São Paulo.

Cunha D.G.F., Calijuri, D.C., Lamparelli, M.C., 2013. A trophic state index for tropical/ subtropical reservoirs (TSItsr). Ecol Eng 60: 126–134.

Cunha, C.F., Cardoso, S.B., Teramoto, E.H., Chang, H.K. 2020. Modelo Área-Volume para a Represa Guarapiranga Empregando o Índice NDWI. Rio Claro, v. 20, n. 1, p. 137-151. 2020.

Devesa-Rey, R., Moldes, A.B., Díaz-Fierros, F., Barral, M.T., 2009. Study of phytopigments in river bed sediments: effects of the organic matter, nutrients and metal composition. Environ Monit Assess, 153:147–159

Esteves, F.A, Amado, A.M., 2011. Nitrogênio. In: Fundamentos de Limnologia (ed). Rio de Janeiro: Interciência. pg.239-258.

Esteves, F.A, Panosso, R., 2011. Fósforo. In: Fundamentos de Limnologia (ed). Rio de Janeiro: Interciência. pg.259-281.

Esteves, F.A, Meirelles-Pereira, F., 2011. Eutrofização artificial. In: Fundamentos de Limnologia (ed). Rio de Janeiro: Interciência. pg.625-655.

FABHAT; FEHIDRO; Consórcio COBRAPE-JNS, 2018. Elaboração do Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê: VOLUME I - Diagnóstico. Relatório Final (RF). São Paulo.

Fávaro, D.I.T., Damatto, S.R., Moreira, E.G., Mazzilli, B.P., Campagnoli, F. 2007. Chemical characterization and recent sedimentation rates in sediment cores from Rio Grande reservoir, SP, Brazil. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 273(2):451-63.

FUSP; CBH-AT, 2002. FUSP – Fundação de Apoio a Universidade de São Paulo e CBH-AT – Comitê de Bacia do Alto Tietê, 2002. Plano da Bacia do Alto Tietê – Relatório Final. São Paulo.

Giatti, L. L., 2000. Reservatório Paiva Castro – Mairiporã – SP – Avaliação da qualidade da água sobre alguns parâmetros físicos químicos e biológicos (1987/1998). 85p. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo

Hackbart, V.C.S., Marques, A.R.P., Kida, B.M.S., Tolussi, C.E., Negri, D.D.B., Martins, I.A. et. al., 2015. Avaliação expedita da heterogeneidade espacial horizontal intra e inter reservatórios do sistema Cantareira (Represas Jaguari-Jacareí, São Paulo). In: POMPÊO, M. et al.. (Orgs.) Ecologia de reservatórios e interfaces. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo

Ip, Y.K., Chew, S.F., Randall, D.J. 2001. Ammonia toxicity, tolerance, and excretion. Fish Physiology, 20: 109-148.

ISA, 2006. ISA - Instituto Socioambiental, 2006. Guarapiranga 2005: Como e porque São Paulo está perdendo este manancial. Resultados do Diagnóstico Socioambiental participativo da bacia Hidrográfica da Guarapiranga. (M. Whately & P. M. Cunha, orgs.). São Paulo.

Kagami, M., Hirose, Y., Ogura, H. 2013. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in eutrophic Lake Inba, Japan. In: Limnology (2013) 14:51-58.

Koroleff, F. 1976. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Ed.). Methods of seawater analysis: Verlag Chemie Weinhein. Determination of nutrients, p.117-181

Lamparelli, M. C., 2004. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo – avaliação dos métodos de monitoramento. (Tese de Doutorado). IB-USP, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004, 238 p.

Libanio, M., 2016. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. Campinas, SP: Editora Átomo, 2016. 638p. 4ª edição.

Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: Spectrophotometric equations.Limnol. Oceanogr., v.12, p.343-346.

Macedo, C.C.L., 2011. Heterogeneidade espapacial e temporal das águas superficiais e das macrófitas aquáticas do reservatório Paiva Castro

(Mairiporã – SP – Brasil). 116 f. Dissertação (Mestrado)–Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia, Bauru.

Mackereth, F.J.H., Heron, J. & Talling, J. F., 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists.Dorset: Freshwater Biol. Ass. 1978. 121 p.

MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004. Portaria Ministério Da Saúde 518, de 25 de março de 2004. Disponível em: <http://www.aeap.org.br/doc/portaria_518_de_25_de_marco_2004.pdf>. Acesso em 11 de fev. 2019.

Moschini-Carlos, V., Pinto, E., Nishimura, P.Y., Freitas, L.G., Pompêo, M.L.M. & Dorr, F., 2009. Analisys of water quality in the Billings and Guarapiranga Reservoir (São Paulo, SP, Brazil): Emphasis on cyanobacteria and cyanotoxins. Limnética, 28:273-82.

Nishimura, P.Y., 2008. Ecologia da comunidade fitoplactônica em dois braços da Represa Billings (São Paulo, SP) com diferentes graus de trofia. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia. São Paulo

Oliver, S.L., Ribeiro, H. 2014. Variabilidade climática e qualidade da água do Reservatório Guarapiranga. Estud. av., São Paulo, v. 28, n. 82, p. 95-128. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142014000300007&lng=en&nrm=iso>. Acessado em 04 fev. 2020.

Pompêo, M.L.M., Pardial, P.R., Mariani, C.F., Cardoso-Silva, S., Moschini-Carlos, V., Silva, D.C.V.R., Paiva, T.C.B., Brandimarte, A.L., 2013. Biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano (reservatório Guarapiranga – São Paulo (SP), Brasil): há toxicidade potencial e heterogeneidade espacial? Geochimica Brasiliensis (Sociedade Brasileira de Geoquímica).

PSP, 2006. Prefeitura de São Paulo (PSP). Em seu centenário, Guarapiranga recebe abraço da população paulista. Disponível em: <http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/subprefeituras/capela_do_socorro/noticias/?p=3419>. Acessado em 06 fev. 2019.

Rodrigues, M.E.F., 2011. Levantamento florístico e distribuição de macrófitas aquáticas na Represa Guarapiranga, São Paulo, Brasil. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em: < http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41132/tde-09122011-135402/en.php>. Acesso em 08 fev. 2019.

SABESP, 2014. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Sistema Cantareira: Plano de Contingência II - Ações Contingenciais

e Resultados. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. São Paulo, 75 p.

SABESP, 2020. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Situação dos Mananciais: Dados dos Sistemas Produtores. São Paulo. Disponível em: <http://mananciais.sabesp.com.br/HistoricoSistemas?SistemaId=2>. Acesso em: 05 jun. 2020.

Silva, D.C.V.R., 2013. Toxicidade da água e sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, na Região Metropolitana de São Paulo. 141 p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia. São Paulo.

Smith, W.S., Espíndola, E.L.G, Rocha, O. 2014. Environmental gradient in reservoirs of the medium and low Tietê River: limnological differences through the habitat sequence. Acta Limnol Bras 26 (1) 73–78

Strickland, J. D. & Parsons, T. R., 1960. A manual of seawater analysis. Bull. Fihs. Res. Bel. Can., v.125, p.1-185. 1960.

Toledo, A.P., Talarico, M., Chinez, S.J. & Agudo, E.G., 1983. A aplicação de modelos simplificados para avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. XIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú, 1983.

Townsend, C.R., Begon, M., Harper, J.L., 2010. Fundamentos em Ecologia. 3ª Ed. Artmed. São Paulo, 2010. 576p.

Tundisi, J.G. et al.., 2008. Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. In: Braz. J. Biol., 68(4, Suppl.): 1133-1135, 2008.

Valderrama, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. Marine Chemistry, v.10, p.109-222. 1981.

Waldman, M., 2005. Água e metrópole: limites e expectativas do tempo. Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, do Departamento de Geografia da FFLCH, para obtenção do título de Doutor em Geografia. São Paulo, 2005.

Whately, M., 2003. Seminário Billings 2002 - Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, recuperação e uso sustentável da Bacia Hidrográfica da Billings. Instituto Sócioambiental. São Paulo, 119 p.

Whately, M., Cunha P., 2006. Guarapiranga 2005: Como e por que São Paulo está perdendo este manancial: Resultados do Diagnóstico

Socioambiental Participativo da Bacia Hidrográfica da Guarapiranga. Instituto Socioambiental, São Paulo, 48 p.

Whately, M., Cunha, P., 2006a. Seminário Guarapiranga 2006: proposição de ações prioritárias para garantir água de boa qualidade para abastecimento público. São Paulo, Instituto Socioambiental.

Whately, M., Cunha, P., 2007. Cantareira 2006: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo - SP: .“Resultados do Diagnóstico Socioambiental Participativo do Sistema Cantareira.”. São Paulo: Instituto Socioambiental, 68p.

Wetzel, R., 2001. Limnology: Lake and River Ecosystems. Elsevier Science. 1006 p

Zagatto, P.A, Bertoletti, E., 2008. Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações. 2ª ed. Rima Editora. São Carlos-SP. 486 p.