CAPÍTULO XVI

Aplicações da Diretiva Quadro da Água da União Europeia na avaliação do estado químico do reservatório Paiva Castro (Mairiporã, SP): uma experiência brasileira

***Sheila Cardoso-Silva^{1,2}**, Angela Lucia Pantoja-Matta³, Daniel C.V.R. Silva⁴, Viviane Moschini-Carlos⁵, Marcelo Pompêo³

¹Programa em Ecologia e Manejo de ecossistemas Naturais- Universidade Federal do Acre- UFAC

²Departamento de Oceanografia Física Química e Geológica, Instituto Oceanográfico-IO-USP

³Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo

⁴Instituto de Estudos do Xingu, Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará - UNIFESSPA

⁵Programa de Ciências Ambientais, Universidade Estadual Paulista - UNESP, Campus de Sorocaba

*she.cardosos@gmail.com

<https://doi.org/10.4322/978-65-86819-07-6-16>

RESUMO

Utilizando premissas da Diretiva Quadro da Água (DQA), o sistema de gestão de recursos hídricos europeu, discutiu-se a qualidade dos sedimentos do reservatório Paiva Castro, determinando o seu estado químico. Respalado nesta e em outras linhas de evidência, definiu-se também a qualidade geral deste manancial e, propôs-se condições de referência, como preconizado pela DQA. Nos sedimentos, os teores de Cu estiveram acima da referência regional, porém, não apresentaram biodisponibilidade, categorizando os sedimentos em bom estado. Em relação à qualidade geral do reservatório registrou-se um gradiente de qualidade regular a boa no sentido montante-jusante. A parte alta do reservatório apresentou condições regulares, ocasionada pela mesotrofia em oposição à oligotrofia da área da barragem. A área de captação para abastecimento público apresentou qualidade regular devido à toxicidade crônica nos sedimentos. Comparativamente a outros mananciais da região os impactos não foram significativos. Recomenda-se investimentos em coleta e tratamento de esgoto e em fiscalização sobre as bacias hidrográficas formadoras do Sistema Cantareira para que a degradação da qualidade do Paiva Castro seja revertida.

Palavras-chave: Diretiva Quadro da Água; Estado Químico dos corpos hídricos; Reservatório Paiva Castro; Metais; Toxicidade

INTRODUÇÃO

Contextualização

No atual sistema de gestão de recursos hídricos brasileiro, o conceito de qualidade das águas de um corpo hídrico está associado ao uso que se pretende dele fazer (Porto, 2002). A adequação ou não a um determinado uso, é feita por uma série de indicadores físicos, químicos e biológicos, mas principalmente indicadores químicos, como definidos na legislação brasileira, a Resolução Conama nº 357 de 2005. A Resolução Conama nº 357/05 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e dá as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, fornecendo também outras providências. O enquadramento de corpos d'água estabelece o nível de qualidade a ser alcançado ou mantido ao longo do tempo (Brasil, 1997), definido em um pacto acordado pela sociedade, levando em conta as prioridades de uso da água (ANA, sem data). Mais do que uma simples classificação, o enquadramento deve ser visto como um instrumento de planejamento e visa “assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas” e a “diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes” (Art. 9º, Lei nº 9.433, de 1997). No entanto, o que se observa é que não há no âmbito da lei instrumentos que garantam a manutenção da qualidade da água referente à classe de seu enquadramento.

Quando a qualidade da água é avaliada tendo como base os parâmetros de qualidade apresentados na Resolução Conama nº 357/2005 (Brasil, 2005), é extremamente comum observar que as massas de água se encontram em não conformidade ao enquadramento e em classe menos restritivas do que a classe na qual o corpo hídrico foi enquadrado como observado nos mananciais Billings (Cunha et al., 2011; Cardoso-Silva et al., 2014) e Guarapiranga (Machado et al., 2016; Cardoso-Silva et al., 2018). É comum também que uma massa de água enquadrada como Classe 4, por exemplo, a de uso menos restritivo e considerada de pior qualidade, poderá permanecer por décadas nessa condição, sem perspectivas de alteração seja da sua qualidade ou de seu enquadramento para classes de uso mais restritivo. Isto pode ser observado, por exemplo, nos rios Pinheiros e Tietê, em

São Paulo e descritos na série de relatórios da agência ambiental local a CETESB (CETESB, 2000 a 2017). Neste sentido é importante que sejam estabelecidos prazos para que as metas estabelecidas pelo enquadramento sejam atingidas (Cardoso-Silva et al., 2015). Apesar das legislações vigentes (Araújo et al., 2015; Veiga & Magrini, 2013), na prática não há garantias de manutenção da qualidade das águas para as gerações futuras.

Quanto às causas dessa deterioração, o lançamento de esgotos domésticos pode ser considerado o principal causador da degradação da qualidade de nossas águas, como reforçado pela recente divulgação da Agência Nacional de Águas (ANA) e a Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental do Atlas Esgotos: Despoluição das Bacias Hidrográficas (ANA, 2017). Independente desse sólido histórico de conhecimento da deterioração da qualidade de nossas águas, ainda é corrente e de pleno uso outorgas para lançamento de efluentes domésticos em nossas massas de água (Alves, 2017). No presente deveríamos abolir os lançamentos *in natura* nos corpos hídricos, inclusive pelo emprego de emissários submarinos, definindo uma política de Descarte Zero (Pompêo & Moschini-Carlos, 2012).

Com uma visão diferente da aplicada no Brasil, na Diretiva Quadro da Água (DQA), o sistema de gestão de recursos hídricos da União Europeia, o conceito de qualidade não está atrelado aos usos, mas à qualidade ecológica do corpo hídrico (Cardoso-Silva et al., 2013). Assim, embora os elementos químicos sejam essenciais na avaliação da qualidade dos ecossistemas aquáticos, elementos biológicos e hidromorfológicos apresentam importante relevância na avaliação da qualidade dos corpos hídricos. A DQA foi estabelecida pelo Parlamento Europeu em 22 de dezembro de 2000 - CE 60/2000 (EC, 2000a), com o intuito de prevenir a deterioração e assegurar o alcance do bom estado químico e ecológico das massas d'água dos países membro da União Europeia até o ano de 2015, com a possibilidade de ser prorrogada em ciclos que se estendem entre 2015 a 2021 e 2021 a 2027 (EC, 2012). Também diferente da legislação brasileira, a DQA define prazos para que todas as suas massas de água apresentem boa qualidade química e ecológica. Caso um estado membro não consiga atingir boa qualidade química e ecológica há também previsão de sanções (CIS, 2005).

Na prática a DQA se preocupa com as condições naturais do corpo hídrico definindo que toda massa de água, independente do uso deva alcançar o bom estado químico, para as águas subterrâneas, e atingir o bom estado químico e o bom estado ecológico para as águas superficiais (CIS, 2005). Entenda-se “bom estado” como condições biológicas e de qualidade da água com “ligeiro” desvio em relação às condições do corpo hídrico sem ação antrópica, as condições prístinas ou de referência (Acreeman & Ferguson, 2010).

Vale lembrar que na DQA para reservatórios são empregados os termos “bom estado químico” e “bom potencial ecológico”, visto que os reservatórios são considerados massas de água altamente modificadas, em resultado de alterações físicas resultantes da atividade humana (INAG, 2006). A construção de reservatórios resulta na criação de habitats com características muito diferentes das existentes no rio, com o desaparecimento ou diminuição da maior parte das espécies fluviais. O fluxo unidirecional lótico é interrompido, o tempo de retenção da água e solutos aumenta, dá-se o aparecimento de uma zona pelágica, e dos seus habitats superficiais e profundos, enquanto as características da zona litoral são irreversivelmente modificadas (Ferreira et al., 2009). Segundo esses autores, as espécies colonizadoras são provenientes dos habitats mais remansados do rio (por vezes completando o ciclo de vida com períodos fora do reservatório), ou são espécies cosmopolitas e de fácil dispersão, ou são espécies exóticas provenientes de habitats originalmente lacustres. Por isso, segundo Ferreira et al. (2009), o “restauro” (grifo dos autores) de um sistema fortemente modificado como um reservatório não tem sentido, pois configuraria a sua destruição. Neste caso, a comparação da qualidade da água dos reservatórios com o ambiente original, o rio, não mais é possível (Ferreira et al., 2009, INAG, 2006), visto que seus rios formadores não mais existem, pois, foram submersos pela massa de água formadora do lago que hoje se constitui o reservatório. Sendo assim, haverá que definir, dentro de princípios ecológicos que só se aplicam aos reservatórios, o significado da expressão “manutenção ou recuperação de um bom potencial ecológico”, como referido na DQA (Ferreira et al., 2009, INAG, 2006). Em Portugal, os princípios norteadores do

bom potencial ecológico para reservatórios foram definidos como (Ferreira et al., 2009):

- As zonas litorais devem possuir margens estruturadas e complexas para garantir habitats de alimento, abrigo e postura.
- As represas devem manter uma ligação funcional com as massas de água a montante, para garantia dos ciclos de vida das espécies nativas.
- Devem garantir a conectividade longitudinal do sistema lótico e da respectiva bacia hidrográfica a jusante, permitindo que as espécies migradoras, de home range longo, percorram o sistema fluvial, se existirem naturalmente no trecho a jusante.
- Devem ser mantidas condições razoáveis de transparência e de não agressividade química e bioquímica do ecossistema.
- Devem satisfazer requisitos mínimos de manutenção da biodiversidade original do sistema fluvial em que se inserem, compatíveis com as condições ambientais que oferecem.

Em relação ao estabelecimento do estado químico pela DQA é importante salientar que para o alcance do bom estado/potencial ecológico é essencial o alcance do bom estado químico, pois, os elementos físicos e químicos, incluindo aqueles designados para a avaliação da qualidade geral da água, e poluentes químicos (UKTAG, 2005), dão suporte aos elementos biológicos. No caso dos reservatórios, as condições prístinas não serão alcançadas, como já comentado, visto não mais ser possível o retorno ao rio, mas é possível, baseado na análise de diferentes linhas de evidências levantar condições de referências, definida como a situação de bom estado químico e bom potencial ecológico (CIS, 2003).

A abordagem química adotada pela DQA difere daquela instituída pela Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRHI) e pelo Sistema Nacional de Recursos Hídricos (SINGREH) brasileiro, pois, não estabelece critérios generalistas, mas reconhece que os padrões químicos não são iguais ao longo da paisagem. No Brasil, por exemplo, a resolução CONAMA n° 357/05, classifica as águas superficiais em classes conforme salinidade (águas doce, salobra e salina) e seus usos preponderantes (classes especial, 1, 2, 3 e 4 sendo a classe 4 estabelecida apenas para as águas doces); e determina uma

lista com valores individuais para uma série de padrões para cada classe estabelecida, os quais são metas a serem atingidas. Os valores determinados para estes padrões são os mesmos para todo o país, não sendo considerada, diferentemente da DQA, a variabilidade natural dos ecossistemas.

Outro ponto positivo da DQA em relação ao sistema de gestão adotado no Brasil, é que a DQA fornece diretrizes gerais para algumas das metodologias utilizadas na determinação dos estados químicos, permitindo assim a melhor comparabilidade de dados entre os países membros, o que não ocorre no sistema brasileiro, pois cada estado desenvolve seu próprio programa de monitoramento (Araújo et al., 2015; Veiga & Magrini, 2013). Além disso, na DQA, as diretrizes são divulgadas em documentos oficiais de orientação publicados pela *European Commission*, como parte da *Common Implementation Standards* (CIS), as Normas de Implementação Comuns. Um dos objetivos da CIS é o desenvolvimento de orientações práticas sobre diversas questões técnicas para permitir a compreensão comum das implicações técnicas e científicas da DQA (Carere et al., 2012). Ou seja, são dadas orientações para implementar as diversas etapas da DQA, não sendo apenas relatado o processo de instauração da gestão o que favorece sua aplicação.

Também a utilização do conceito de condições de referência é um avanço. A DQA define o termo como a condição onde os impactos antrópicos são mínimos ou ausentes e a estabelece para elementos hidromorfológicos e físico-químicos gerais, e elementos de qualidade biológica. Nas condições de referência, as concentrações de poluentes sintéticos específicos serão próximas de zero ou abaixo do limite de detecção das técnicas analíticas mais avançadas em uso geral; e as concentrações de poluentes não-sintéticos específicos dentro da faixa normalmente associada aos valores de background (CIS 2003; Stoddard et al., 2006). O desvio em relação à condição de referência designa as classes de qualidade, informando assim se os locais avaliados requerem ações de restauração ou remediação para elevar sua condição ecológica a um nível aceitável (EC, 2000; Stoddard et al., 2006).

A DQA e o estabelecimento dos estados químicos

A abordagem química adotada pela DQA baseia-se no princípio da precaução da ação preventiva, da correção, prioritariamente na fonte, dos danos causados (CE/105/ 2008- EC, 2008). O artigo 16 da DQA (CE/60/2000- EC, 2000) estabelece as estratégias da União Europeia contra a poluição das águas por substâncias químicas. De acordo com as provisões deste artigo foi estabelecida uma lista com 33 substâncias prioritárias que representam risco ao ecossistema aquático, com previsão de revisão a cada quatro anos. A Diretiva nº 2013/39/UE, além de estabelecer limites de concentração para 33 substâncias prioritárias e outros oito poluentes, estabelece também a possibilidade de aplicar a análise destas substâncias no sedimento e biota.

A possibilidade de utilizar os sedimentos foi uma importante medida, pois, os sedimentos são bons indicadores da contaminação antrópica, devido à propriedade de acumular substâncias e consequente capacidade de impactar as comunidades biológicas (Rodríguez et al., 2006). As diretrizes para as análises de sedimentos e biota podem ser encontradas em *The Guidance on Sediment and Biota Monitoring- O Guia em Monitoramento de Sedimentos e Biota*, um dos documentos oficiais da CIS.

No Brasil, a resolução CONAMA nº 357/2005 (artigo 9º), também sugere que os sedimentos e/ou biota aquática sejam investigados quanto à presença eventual de substâncias, quando a metodologia analítica disponível for insuficiente para quantificar as concentrações de substâncias nas águas. Também no Brasil representou um avanço, pois, a leitura apenas de parâmetros químicos e físicos em água evidencia uma situação momentânea, uma vez que, os componentes não mais lançados há longa data podem acumular nos sedimentos e causar efeitos nocivos à biota.

Na DQA, o 'bom' estado químico é obtido quando as concentrações das substâncias prioritárias estão abaixo das Normas de Qualidade Ambiental (NQA) que podem ser definidas como os valores de qualidade e quantidade de água e a estrutura do habitat definida para assegurar que as condições ambientais darão suporte às comunidades bióticas. As NQA relacionam e definem os limites das classes ecológica e química, e ajudam a decidir quais medidas necessitam ser tomadas para proteger o ambiente aquático. Por exemplo, os padrões de qualidade da água são capazes de nos dizer a

quantidade de um poluente que pode seguramente estar presente no ambiente de água sem causar danos à biota (Anônimo, 2012). As NQA foram estabelecidas de comum acordo entre os Estados Membros após discussões entre especialistas, que utilizaram a abordagem de avaliação de risco (Coquery et al., 2005).

A abordagem da avaliação de risco é definida como o processo no qual os riscos decorrentes de perigos inerentes a processos ou situações são estimados quantitativa ou qualitativamente (Besten, 2007). Em função da grande diversidade de impactos ambientais sobre os ecossistemas aquáticos, o controle ambiental de riscos deve envolver uma abordagem integrada, através do monitoramento da qualidade física, química e biológica da água, bem como a avaliação da qualidade estrutural de habitats (Goular & Callisto, 2003).

Baseando-se nas NQA, os estados químicos dos ecossistemas aquáticos, de acordo com as diretrizes da DQA, dividem-se em cinco categorias de estado: excelente '*high*', bom '*good*', razoável ou regular '*moderate*', medíocre ou ruim '*poor*' e mal ou péssimo '*bad*'. O 'excelente' e o 'bom' estado químico são obtidos quando as substâncias de ocorrência natural apresentam valores próximos às suas concentrações de referência (background) e as concentrações das substâncias prioritárias estão abaixo das NQA. Conforme crescem os impactos antrópicos ao longo da bacia de drenagem espera-se piora no estado químico e ecológico do corpo hídrico. Para o alcance do bom estado os países membro devem elaborar planos de bacias hidrográficas, incluindo programas de monitoramento ambiental, e tomar medidas quando os resultados não estiverem de acordo com as NQA.

Além das substâncias prioritárias, os Estados-Membros têm de cumprir a Diretiva (CE/83/98) do Conselho, de 3 de novembro de 1998, relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano, e gerir as massas de água de superfície utilizadas para a captação de água potável de acordo com o artigo 7º da Diretiva (CE/60/2000 – EC, 2000), evitando a deterioração da sua qualidade e reduzindo o nível de tratamentos de purificação necessários na produção de água potável.

O estabelecimento do estado químico dos corpos hídricos, no âmbito da DQA, é uma etapa que ainda está em andamento e embora, alguns aspectos

dela indiquem sucesso, nos últimos anos os países membros da União Europeia tem reconhecido a necessidade de se avançar na área (João Ferreira – Inag, Instituto da Água, Portugal, comunicação pessoal). Até 2009, devido a deficiências na rede de monitoramento, 40% dos corpos hídricos europeus não possuíam seu estado químico definido (EC, 2012). As discussões em relação ao estabelecimento dos estados químicos focam entre outros aspectos a necessidade do desenvolvimento de novos métodos analíticos para as substâncias prioritárias; a definição de métodos analíticos capazes de atingir os limites de detecção consistentes com os objetivos de qualidade estabelecidos e a organização de análises efetuadas, para melhorar a comparabilidade dos resultados analíticos sobre a poluição da água, entre os estados membros (Tueros et al., 2008).

Apesar de ainda estar em curso é possível analisar as vantagens do sistema de gestão de recursos hídricos europeu e observar a possibilidade de adequar tais medidas à realidade brasileira, com discussões já iniciadas em Cardoso-Silva et al. (2013). Este trabalho tem o intuito de discutir a qualidade dos sedimentos do reservatório Paiva Castro (Mairiporã, SP), determinando o seu estado químico, baseando-se em algumas das diretrizes definidas pela DQA. Tem como objetivo complementar, respaldado nesta e em outras linhas de evidência e pesquisas desenvolvidas na área de estudo, e com base no peso das evidências definir a qualidade geral da represa Paiva Castro. Além disso, com base nesses estudos, espera-se definir condições de referência para alguns parâmetros em água e sedimento.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A represa Paiva Castro é a última do sistema de derivações Cantareira, o maior sistema de abastecimento público da região metropolitana de São Paulo. O Sistema tem a capacidade de produzir 33 mil L/s, abastecendo cerca de 9 milhões de pessoas. Foi desenvolvido em duas etapas principais, na primeira delas foram construídos os reservatórios: Paiva Castro, Atibainha e Cachoeira, que entraram em operação em 1974 contribuindo com uma vazão de 11 m³/s. Em 1981 foi finalizada a segunda etapa, com a inclusão no

sistema dos reservatórios Jaguari e Jacareí, quando a vazão passou a 33 m³/s (Whately & Cunha, 2007).

Apesar de sua importância como manancial da região metropolitana de São Paulo, o Sistema Cantareira passa por intenso crescimento populacional ao longo de suas bacias formadoras. No reservatório Paiva Castro em particular há registros do aumento do aporte de nutrientes (Giatti, 2000) e registros de contaminação por metais (Cardoso-Silva et al., 2016a; Beghelli et al., 2016; Cardoso-Silva et al., 2017) em especial o cobre, associado principalmente à aplicações de algicidas a base de sulfato de cobre.

O reservatório Paiva Castro está localizado na sub-bacia do Juqueri, a qual possui área de 33.771 ha e integra a Bacia Hidrográfica do Alto Tietê e compreende parcialmente os municípios de Caieiras, Franco da Rocha, Mairiporã e Nazaré Paulista (Whately & Cunha, 2007). A bacia do Paiva Castro, conta com urbanização bastante intensa, e é a única do Sistema Cantareira que está parcialmente inserida nos limites da Área de Proteção aos Mananciais (28.372 ha, ou 84% de sua área) (SABESP, 2018).

A represa Paiva Castro é formada pelo barramento do Rio Juqueri no município de Franco da Rocha. A montante recebe os efluentes da estação de tratamento de esgotos do município de Mairiporã. Está localizada numa altitude de 745 m, possui área de drenagem de 314 km² e vazão média de 4,4 m³/s (SABESP, 2018). O clima na região é tropical de altitude, as temperaturas oscilam entre 18°C e 22°C (Ab'Saber, 1978) e a precipitação média é estimada em 1500 mm. Os meses de menor precipitação ocorrem em julho e agosto.

Determinação do estado químico baseando-se em normas da DQA

Um importante fator que deve ser considerado na avaliação da qualidade das águas de um manancial é a presença de contaminantes no sedimento. Estes podem ser liberados para a coluna d'água de acordo com condições ambientais específicas e dependendo da forma em que se encontram podem causar efeitos tóxicos à biota (Fremion et al., 2016). Assim, a partir das concentrações de metais determinados no sedimento superficial foi discutida a qualidade química do reservatório, de acordo com algumas das normas da DQA. Uma vez que algumas etapas do processo de

implementação da DQA são deixadas em aberto para que os estados membros definam seus próprios estados químicos (CIS 2005), neste trabalho serão estabelecidos critérios próprios para o estabelecimento do estado químico do reservatório Paiva Castro, particularmente quando não houver claras diretrizes estabelecidas pela DQA, mas levando em considerações os estudos já efetuados no reservatório.

Além do sedimento, também podem ser empregados diferentes olhares para se determinar a qualidade química da massa de água. Os diferentes critérios de qualidade empregados neste trabalho, representando diferentes linhas de evidências, através da compilação de informações sobre a qualidade da água e do sedimento, o peso das evidências, foram transformados tendo como base os critérios de qualidade de estado químico e ecológico estabelecidos pela DQA, representado pelo mesmo esquema de cores adotado pela DQA (Tab. 1) (CIS, 2005).

Tab. 1. Estados químicos/ecológicos estabelecidos pela DQA e a cor correspondente.

Estados químicos/ ecológicos				
Excelente	Bom	Regular	Ruim	Péssimo
Azul	Verde	Amarelo	Laranja	Vermelho

A transformação da qualidade de cada linha de evidência para cores, muitas vezes definidas por números, facilita a observação e sistematiza a comparação desses diferentes olhares. Neste trabalho, as cores azul e verde serão representativas da ausência ou de mínimos impactos antrópicos. Amarelo representará um estado intermediário de impactos, normalmente considerado de alerta ou de atenção, e as cores laranja e vermelha indicarão um certo grau ou alto grau de comprometimento, respectivamente. Deste modo, pelo emprego de cores sistematizando a qualidade sob diversos olhares, será possível através do peso das evidências, discutir a qualidade química do reservatório Paiva Castro e eventualmente demonstrar seu comprometimento em termos de qualidade ou não. Cabe recordar, como já apresentado, que para reservatórios o objetivo da DQA é atingir o bom estado químico e o bom potencial ecológico, definido pela cor verde.

Determinação das concentrações de metais no sedimento

Para determinar o estado químico do reservatório Paiva Castro, foram utilizados dados levantados por diferentes autores. De Cardoso-Silva et al. (2016a) foram empregados o fator de enriquecimento para metais calculado para três zonas do Paiva Castro. Os dados compilados por esses autores referem-se à extração de metais de amostras superficiais de sedimentos coletados em março de 2010, ao longo do reservatório. Apesar desse trabalho também apresentar dados em perfil de sedimento, optou-se apenas pela utilização dos sedimentos superficiais, pois, o intuito da presente proposta é discutir a qualidade dos sedimentos mais recentes, os quais exercem maior influência na qualidade da água. A amostragem realizada por Cardoso-Silva et al. (2016a) ocorreu em três pontos: um na área da barragem (PD), outro na área de captação da elevatória Santa Inês (PC) e um terceiro na parte alta do reservatório (PR). Em campo, o sedimento foi coletado com coletor cilíndrico do tipo Ambühl & Bühner (Ambühl & Bühner, 1975). Em cada testemunho, o sedimento foi fatiado com espátula plástica a cada 2 cm e armazenado em sacos plásticos hermeticamente fechados os quais foram mantidos em bolsas térmicas até o processamento das amostras em laboratório. As amostras foram então secas em estufa a 45 °C, maceradas e lixiviadas de acordo com método 3050B da US EPA (US EPA, 1996), determinando as concentrações de metais pseudo-totais, para leitura em Espectrometria de Absorção Atômica (AAS Thermo Scientific série S).

Fig. 1. Localização geográfica do Reservatório Paiva Castro no Estado de São Paulo e pontos de amostragem. Pontos PD, PC e PR referem-se à análise de metais por meio de extração segundo método 3050B da US EPA, e pontos um a nove referem-se à análise da biodisponibilidade de metais por meio da técnica de MES/SVA.

As concentrações de metais do sedimento superficial foram comparadas com os valores de referência estabelecidos para o reservatório Paiva Castro, obtidos do estudo dos perfis de sedimento desenvolvido por Cardoso-Silva et al. (2016a). Na determinação dos estados químicos é importante que se conheça o valor de referência do elemento ou substância a ser analisada, entretanto, a DQA não especifica como estes valores de referência devem ser utilizados no estabelecimento do estado químico dos corpos hídricos. Rodríguez et al. (2006) e Tueros et al. (2008) consideram que os valores abaixo do limite superior dos valores considerados de origem natural (*background*) sejam categorizados na condição de estado 'excelente'. Nesta pesquisa foram considerados em excelente estado químico os valores iguais ou abaixo do valor de referência estabelecido para o reservatório Paiva Castro (Tab. 2). O bom estado químico foi definido como o valor médio da concentração do metal analisado mais uma vez o valor do desvio padrão, obtido no cálculo das condições de referência (Tab. 2; Cardoso-Silva et al. 2016a). As concentrações acima deste valor foram categorizadas em estado incerto, ou seja, é necessário que outras análises sejam efetuadas para que se estabeleça com maior segurança o nível de impacto em relação ao elemento analisados. Aplicando sistema de cores, o estado excelente foi adotado como azul, o bom estado verde e para o estado seguinte foi adotada

o amarelo, indicando a necessidade de mais análises para que se determine o estado químico dos sedimentos, já que a concentração eventualmente ultrapassou sobremaneira o valor de *background*.

Tab. 2. Valores de referência (mg/kg) estabelecidos para o reservatório Paiva Castro, indicativo do estado químico excelente (em azul); intervalo de valores indicativo do bom estado químico (em verde) e valores acima dos quais o estabelecimento do estado químico é incerto (em amarelo).

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Excelente	0,2*	24	24	33	27	70
Bom	-	24<x <27	24< x <42	33<x<40	27<x<43	70<x<86
Incerto	-	> 27	> 42	> 40	> 43	> 86

*Valor de referência calculado por Nascimento & Mozeto (2008) para a bacia do Alto Tietê.

Para fazermos subdivisões na categoria 'incerta' entre os estados moderado, ruim e péssimo seria necessário que outras análises fossem desenvolvidas. O limite entre o estado bom e moderado, por exemplo, deve considerar Normas de Qualidade Ambiental (NQA), que para serem estabelecidas, necessitam a adoção de medidas que incluem além da química de sedimentos, testes de toxicidade, biomagnificação e biodisponibilidade (Crane, 2003). O estado moderado pode ser definido como o estado onde as concentrações variam entre as NQA e limites de precaução pré-estabelecidos (Rodríguez et al., 2006; Tueros et al., 2009). O estado moderado indica que o ecossistema está sujeito a danos graves impulsionados pela sociedade e o ecossistema apresenta um estado instável (Rodríguez et al., 2006). Na superação desses limites, o estado pode ser considerado como "ruim", com o ecossistema sendo severamente impactado.

Biodisponibilidade e toxicidade de metais por meio da aplicação de Valores Guia de Qualidade dos Sedimentos (VGQS) empírico e da teoria do equilíbrio e partição

Neste trabalho também foram utilizados dados referentes à amostragem efetuada para analisar a biodisponibilidade de metais (Cardoso-Silva et al., 2016b), efetuada em julho de 2010, pois, mesmo excedendo em várias ordens de grandeza os valores de referência, é possível que estes elementos permaneçam imobilizados no sedimento não sendo biodisponibilizados (Mariani & Pompêo, 2008). Deste modo, a análise de

biodisponibilidade complementa os dados obtidos na análise de metais pelo método de extração da US EPA 3050B. A biodisponibilidade de metais foi analisada pela técnica dos Metais Simultaneamente Extraídos e Sulfetos Volatilizáveis por Acidificação (MES/SVA). A utilização da técnica é recomendada pela CIS (2010) na avaliação do estado químico dos sedimentos. A metodologia empregada seguiu as recomendações de Allen et al. (1991). A coleta de sedimento superficial foi feita com coletor do tipo Ambühl e Bühner (Ambühl & Bühner, 1975). Foram amostrados nove pontos distribuídos ao longo do reservatório Paiva Castro (Fig. 1). A partir dos valores obtidos na análise de MES/SVA foi calculada a toxicidade esperada dos sedimentos por meio da relação molar, normalizada pela concentração de carbono orgânico total (COT) estabelecida pela US EPA (2005), como $\Sigma[\text{MES}]-[\text{SVA}] / \text{COT}$ (Tab. 3). Valores iguais ou menores do que a metade do limite máximo estabelecido para a toxicidade improvável serão considerados nesta pesquisa como em excelente estado e indicados pela cor azul. Valores acima deste valor, porém ainda menores que o limite máximo designado para a toxicidade improvável serão classificados pela cor verde. Valores indicadores de toxicidade incerta serão categorizados pela cor amarela, valores indicadores de toxicidade serão categorizados pela cor laranja e quando excederem duas vezes o limite máximo estabelecido serão considerados como péssimos e designados pela cor vermelha (Tab. 3).

Os dados obtidos também foram comparados com Valores Guia de Qualidade dos Sedimentos (VGQS), utilizando os valores estabelecidos pelo CCME (1999), o ISQG (*Interim Sediment Quality Guidelines*) e PEL (*Probable Effect Level*). Nas concentrações abaixo de ISQG a toxicidade é considerada improvável, entre ISQG e PEL a toxicidade é incerta e acima de PEL a toxicidade é provável. Neste trabalho, os valores abaixo do limite de quantificação do método e menores do que o valor de referência regional foram categorizados pela cor azul. Resultados entre o valor de referência e o ISQG/TEL foram categorizados pela cor verde. Os valores entre ISQG e PEL, cuja toxicidade é incerta foram representados pela cor amarela, enquanto os valores acima de PEL, indicadores de provável efeito tóxico à biota, foram representados pela cor laranja, quando acima de PEL até 10 vezes e representados pela cor vermelha quando acima de PEL até dez vezes,

sugerindo o significativo impacto antrópico na qualidade dos sedimentos (Tab. 4) conforme recomendações de Leal et al. (2018).

Tab. 3. Toxicidade esperada a partir da relação molar entre metais simultaneamente extraídos (MES) e sulfetos volatilizáveis por acidificação (SVA) e a respectiva concentração da fração de carbono orgânico total (fCOT) e categorização em escalas de cores e classes de qualidade. Valores expressos em mmol/kg de sedimento seco e categorização em escalas de cores e classes de qualidade.

Toxicidade	$\Sigma[\text{MES}]-[\text{SVA}] / \text{fCOT}^*$	Categorização nesta pesquisa	
Improvável	< 130	< 75	Excelente
		< 130	Bom
Incerta	130 < x < 3000	130 < x < 3000	Regular
Provável	> 3000	> 3000	Ruim
		> 9000	Péssimo

* Valores estabelecidos pela US EPA (*United States Environmental Protection Agency*) (USEPA, 2005)

Tab. 4. Valores (mg/kg) de ISQG (*Interim Sediment Quality Guideline*) e PEL (*Probable Effect Level*) estabelecidos pelo CCME (1999), valores de referência (VR) para Cr, Cu, Ni, Pb, Zn (Cardoso-Silva et al., 2016a) e Cd (Nascimento & Mozeto, 2008) e categorização em escalas de cores e classes de qualidade.

Toxicidade		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Categoria
Improvável	LQ* > x > VR	LQ > x > 0,2	LQ > x > 27	LQ > x > 24	LQ > x > 33	LQ > x > 27	LQ > x > 70	Excelente
	ISQG	< 0,6	< 37,3	< 35,7	< 18	< 35	< 123	Bom
Incerta	ISQG ≤ x < PEL	0,6 ≤ x < 3,5	37,3 ≤ x < 90	35,7 ≤ x < 197	18 ≤ x < 36	35 ≤ x < 91,3	123 ≤ x < 315	Regular
Provável	PEL	≤ 3,5	≤ 90	≤ 197	≤ 36	≤ 91,3	≤ 315	Ruim
	10 x PEL	≤ 35	≤ 900	≤ 1970	≤ 360	≤ 913	≤ 3150	Péssimo

*LQ: Limite de Quantificação

Com base na integração das concentrações dos metais biodisponíveis e pseudo-totais, os sedimentos que não apresentarem biodisponibilidade de metais, cuja toxicidade com base no ISQG / PEL for improvável, e que não excederem os valores de referência poderão ser categorizados no estado excelente (cor azul). Os sedimentos que não apresentarem biodisponibilidade de metais tampouco toxicidade, porém com algum elemento excedendo os valores de referência, serão classificados como em bom estado. Isto decorre, pois, a DQA adota o princípio do ‘one out all out’ (CIS, 2005; Hering, 2010), de acordo com este princípio, o estado de qualidade um corpo hídrico será determinado pelo componente que apresentar a ‘pior’ condição. Em outras palavras, caso apenas um dos metais

analisados apresente o estado 'bom' e todos os demais o estado excelente, os sedimentos serão categorizados em 'bom' estado.

Caso haja valores que excedam os valores de referência regional e cuja toxicidade potencial for considerada incerta ou provável o estado químico será definido como incerto, pois a partir desta condição é preciso que outras análises sejam efetuadas para que o estado do corpo hídrico seja definido com maior precisão.

Fator de enriquecimento (FE)

Visando dirimir dúvidas relativas às incertezas geradas nas determinações das concentrações dos metais pseudo-totais, particularmente quando as concentrações estão em conformidade com a categoria incerta (Tab. 2), o fator de enriquecimento (FE) pode identificar se existe processo de enriquecimento de metais e sugerir se a fonte para estes elementos é antrópica ou natural (Devesa-Rey et al., 2011). O FE apresenta cinco classes, que variam entre o enriquecimento mínimo ou depleção de um elemento até um enriquecimento significativo, e que serão representadas nesta pesquisa por esquema de cores (Tab. 5).

Tab. 5. Fator de enriquecimento (FE) (Sutherland, 2000) e respectiva informação e categorização em escalas de cores e classes de qualidade.

FE	Enriquecimento	Estado definido nesta pesquisa
<2	Depleção a enriquecimento mínimo	Excelente
02-05	Enriquecimento moderado	Bom
05-20	Enriquecimento significativo	Regular
20-40	Enriquecimento alto	Ruim
> 40	Enriquecimento muito alto	Péssimo

A cor azul foi utilizada para indicar depleção a enriquecimento mínimo para estes valores o potencial de enriquecimento é baixo ou próximo aos valores de referência, pois em grande parte o metal teria origem geogênica. A cor verde aponta um enriquecimento moderado. Já o amarelo foi adotado para valores de FE que apontam enriquecimento significativo. O enriquecimento significativo é reflexo da entrada de metais oriundos de atividades antrópicas que podem colocar em risco as comunidades

aquáticas. Portanto, o amarelo representaria um nível de atenção, sugerindo que a manutenção dos princípios que regem a gestão do reservatório e seu entorno, trarão prejuízos futuros, ao ecossistema, caso medidas protetivas não sejam tomadas. As cores laranja e vermelho foram adotadas para designar ambientes com enriquecimento alto e muito alto, respectivamente, o grau máximo de comprometimento, os quais exigiriam significativa demanda de esforços técnicos e econômicos para recuperação do ambiente.

Outras linhas de evidência para avaliar a qualidade das águas e sedimento do manancial Paiva Castro

Testes de toxicidade em sedimento e água

Referente aos testes de toxicidade efetuados em água e sedimento do período seco (maio de 2011) e chuvoso (fevereiro de 2012), Silva (2013) coletou sedimentos superficiais e amostras de águas integradas em perfil em cinco pontos, localizados na área de captação das águas para abastecimento público da represa Paiva Castro. Os testes agudos em água e sedimento foram efetuados com o organismo *Daphnia similis*. Os testes crônicos foram realizados em água com *Ceriodaphnia dubia* e em sedimento com *Chironomus xanthus*. Na presente pesquisa as amostras que sugerem toxicidade foram designadas pela cor vermelha, salientando o risco à biota e a ausência de toxicidade pela cor azul (Tab. 6).

Tab. 6. Cores utilizadas para designar a presença ou ausência de toxicidade nesta pesquisa.

Informação	Toxicidade
Ausência	
Presença	

Avaliação da qualidade das águas superficiais através de Índices de Qualidade

Índices aplicados pela CETESB

Para avaliar a qualidade da água do reservatório Paiva Castro foram compilados dados referentes ao monitoramento de águas superficiais efetuado pela CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, em um ponto localizado sob a ponte Santa Inês, na rodovia que liga Mairiporã a Franco da Rocha, para o período compreendido entre os anos 2008 e 2016. Além das análises de parâmetros físicos, a CETESB adota alguns índices para avaliar a qualidade do corpo hídrico, entre eles o Índice de Qualidade das Águas (IQA), O Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público (IAP), o Índice de Estado Trófico (IET) e o Índice de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática (IVA).

O IQA incorpora parâmetros indicadores da falta de saneamento básico, um dos principais problemas a serem enfrentados ao longo do país, tais como pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (5 dias, 20°C), coliforme fecal, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total, turbidez e temperatura da amostra. O IQA varia numa escala de 0 a 100 (Tab. 7).

O IAP é resultado da ponderação entre o IQA e do ISTO (Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas). O ISTO é composto pelo grupo de substâncias que afetam a qualidade organoléptica da água (fenóis, ferro, manganês, alumínio, cobre e zinco) e das substâncias tóxicas (teste de mutagenicidade, potencial de formação de trihalometanos, cádmio, chumbo, cromo total, mercúrio e níquel). Assim, a qualidade da água destinada ao abastecimento público é avaliada pelo IAP seguindo a mesma gradação do IQA (CETESB, 2002) (Tab. 7).

Tab.7. Valores e respectiva informação para índices de qualidade aplicados pela CETESB.

Categoria					
	Excelente	Bom	Regular	Ruim	Péssimo
IQA	$79 < IQA \leq 100$	$51 < IQA \leq 79$	$36 < IQA \leq 51$	$19 < IQA \leq 36$	$IQA \leq 19$
IAP	$79 < IAP \leq 100$	$51 < IAP \leq 79$	$36 < IAP \leq 51$	$19 < IAP \leq 36$	$IAP \leq 19$
IVA	$IVA \leq 2,5$	$2,6 < IVA \leq 3,3$	$3,4 < IVA \leq 4,5$	$4,6 < IVA \leq 6,7$	$IVA \geq 6,8$
Categoria					
	Excelente	Bom	Regular	Ruim	Péssimo
IET	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Supereutrófico Hipereutrófico
	$IET \leq 47$	$47 < IET \leq 52$	$52 < IET \leq 59$	$59 < IET \leq 63$	$63 < IET \leq 67$ $IET > 67$

Já o IET descreve a condição de qualidade de um corpo d'água quanto a quantidade de nutrientes provenientes da utilização de fertilizantes na agricultura e dos descartes de esgotos domésticos e industriais sem o devido tratamento. O IET é calculado como uma média simples a partir dos IET relativos ao fósforo total e à clorofila 'a'. No cálculo do IVA, além das variáveis do IET, incluem-se variáveis essenciais para a vida aquática como o oxigênio dissolvido e pH além de substâncias tóxicas, possuindo classificação que varia entre os estados excelente e péssimo (Tab. 7).

Nesta pesquisa, os estados designados como excelente, bom, regular, ruim e péssimo pelos índices aplicados pela CETESB serão representados pelas cores azul, verde, amarelo, laranja e vermelho, respectivamente. O IET utilizará a mesma escala de cores, sendo os estados supereutrófico e hipereutrófico representados pela cor vermelha, indicativos de maior impacto (Tab. 7).

Índice de Estado Trófico ao longo do reservatório Paiva Castro

Para avaliar a qualidade das águas superficiais do reservatório Paiva Castro também foram compilados dados dos teores de fósforo total e clorofila 'a' referentes a duas amostragens ocorridas em período chuvoso (novembro de 2008) e seco (junho de 2009) (Macedo, 2011). Em cada uma destas duas épocas do ano, Macedo (2011) amostrou 36 pontos ao longo do reservatório (Fig. 2). Este foi o único trabalho publicado que amostrou uma ampla gama de pontos para avaliar a qualidade da água na região.

Fig. 2. Localização dos 36 pontos de amostragem de águas superficiais no reservatório Paiva Castro.

As concentrações de fósforo total e de clorofila 'a' levantados por Macedo (2011) foram utilizados para o cálculo do IET Carlson (1977) adaptado para ambientes tropicais por Cunha et al. (2013). O esquema de cores utilizado para cada nível trófico está representado na Tab. 8.

Tab. 8. Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson (1977) adaptado para ambientes tropicais por Cunha *et al.* (2013) e esquema de cores utilizado para cada nível trófico.

Categoria						
	Excelente	Bom	Regular	Ruim	Péssimo	
IET	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Hipereutrófico
	$IET \leq 51,1$	$51,1 < IET \leq 53,1$	$53,1 < IET \leq 55,7$	$55,7 < IET \leq 58,1$	$58,1 < IET \leq 59$	$IET > 59$

Análise Fitoplanctônica

Neste trabalho também foi utilizado o fitoplâncton para caracterizar a qualidade do reservatório, empregando os dados levantados por Pantoja-Matta (2016). Esta autora amostrou o fitoplâncton no reservatório Paiva Castro em duas épocas no ano de 2014 e em três diferentes estações de coletas, sendo uma estação logo na saída da cidade, outra na zona da barragem e outra no canal de saída de água para a Elevatória Santa Inês.

De acordo com a Resolução Conama n° 357/2005, as classes de 1 a 3 devem apresentar um limite superior máximo em termos de densidade e biovolume de cianobactérias (Tab. 9). Já segundo a Portaria n° 2.914/2011 do Ministério da Saúde (Brasil, 2011), que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, o monitoramento de cianobactérias no manancial de abastecimento deve obedecer frequência mensal quando o número de cianobactérias não exceder 10.000 células/ml, e semanal, quando o número de cianobactérias exceder este valor. Complementada pelo Capítulo VI (§ 4º): quando a densidade de cianobactérias exceder 20.000 células/ml, deve-se realizar análise de cianotoxinas na água do manancial, no ponto de captação, com frequência semanal. Relativo à aplicação de algicidas no Cap. VI temos (§ 6º): em função dos riscos à saúde associados às cianotoxinas, é vedado o uso de algicidas para o controle do crescimento de microalgas e cianobactérias no manancial de abastecimento ou qualquer intervenção que provoque a lise das células; (§ 7º): as autoridades ambientais e de recursos hídricos definirão a regulamentação das excepcionalidades sobre o uso de algicidas nos cursos d'água superficiais.

Apesar do definido no § 6º, no presente há a Resolução CONAMA n° 467 (Brasil, 2015), que dispõe sobre critérios para a autorização de uso de produtos ou de agentes de processos físicos, químicos ou biológicos para o controle de organismos ou contaminantes em corpos hídricos superficiais e dá outras providências, o que abre a possibilidade da aplicação de algicidas, como há anos é prática corrente para muitos reservatórios paulistas (Pompêo, 2017). Este autor também apresenta críticas ao emprego de algicidas, particularmente decorrente do emprego do sulfato de cobre pentahidratado, baseando-se nos estudos desenvolvidos por Leal et al. (2018).

Assim, com base na análise conjunta da densidade e do biovolume de cianobactérias (Resolução Conama n° 357) e da Portaria n. 2.914/2011, na Tab.9 são apresentados os critérios de qualidade empregados neste trabalho. Para a qualidade excelente (azul), espera-se que a densidade de cianobactérias seja baixa, menor do que 10.000 células/ml, o que demandará frequência mensal na análise de cianotoxinas. Já para o critério bom (verde)

o número de células deve estar abaixo de 20.000 células/ml, mas acima de 10.000 células/ml, o que obrigará análise de cianotoxina com frequência semanal. Já o sinal de alerta (cor amarela) será dado quando a densidade ou biovolume forem maiores, compreendidos entre 20.000 a 50.000 células/ml ou de 2 a 5 mm³/L, respectivamente. Já para densidades mais elevadas, acima de 50.000 células/ml, conferirá piores qualidades da água, de ruim a péssimo, respectivamente as cores laranja e vermelho.

Tab. 9. Critérios de qualidade para os limites superiores de Densidade (D) e Biovolume (B) de cianobactérias para as classes 1 a 4, segundo a Resolução Conama n° 357/2005 e pela Portaria n° 2.914/2011, com base na frequência (F) de análise de cianobactérias e cianotoxinas.

Resolução Conama nº357/05			Portaria nº 2.914				Qualidade
	D	B	Cianotoxina		Cianobactérias		
Classe	célula/ml	mm³/L	célula/ml	F	célula/ml	mm³/L	
1	≤20.000	≤2		a.n.n.	≤10.000	Mensal	Excelente
2	>20.000 ≤50.000	>2 ≤5	≥20.000	semanal	>10.000 ≤20.000	Semanal	Bom
3	>50.000 ≤100.000	>5 ≤10	≥20.000	semanal	≥20.000	Semanal	Regular
4	>100.000	>10	≥20.000	semanal	≥20.000	Semanal	Ruim
							Péssimo

a.n.n. – análise não necessária

Nos dois últimos critérios, soma-se que as análises de cianobactérias e de cianotoxinas devem seguir periodicidade semanal, pois esse elevado número de células de cianobactérias, e eventualmente de cianotoxinas, poderá trazer comprometimento aos usos dessa água para algumas atividades humanas. Deste modo, no caso de densidades e biovolumes definindo qualidades ruim ou péssima, na Resolução Conama n° 357/2005 e na Portaria n° 2914/2011 não há definição do impedimento de captação da água bruta para o abastecimento público. No entanto, caso essas condições ocorram, mas as concentrações de todas as variantes de microcistinas na água bruta seja menor do que 1,0 µg/L, valor este máximo permitido para a água própria para o consumo humano, segundo o § 5° da Portaria fica dispensada a análise de cianotoxinas na saída do tratamento de que trata o Anexo XII dessa mesma Portaria.

Avaliação geral da qualidade das águas e do sedimento

A partir da série de linhas de evidência descritas apresentadas acima, foi inferida a qualidade final do reservatório Paiva Castro. Aplicou-se

esquema de cores para designar condições de impacto antrópico: azul, impactos ausentes ou mínimos; verde, impactos mínimos a moderados; amarelo impactos significativos e laranja e vermelho foram adotadas para designar ambientes com impactos mais intensos o grau máximo de comprometimento, os quais exigiriam significativa demanda de esforços técnicos e econômicos para recuperação.

Elaborou-se uma tabela final onde foram utilizados os pontos obtidos na coleta efetuada para analisar a biodisponibilidade de metais, que abrangeram toda a extensão da represa (Fig. 1). Para os pontos de amostragem de outras pesquisas, foram considerados aqueles que se localizaram mais próximos aos pontos de coleta amostrados na análise de biodisponibilidade de metais. Para os índices aplicados pela CETESB, utilizamos os resultados do ano de 2010, mesmo ano em que ocorreram as amostragens de sedimento. Com base em todas as linhas de evidência a qualidade final do reservatório foi utilizada a abordagem do *'one out all out'*, ou seja, o estado de qualidade do corpo hídrico será determinado pelo componente que apresentar a *'pior'* condição.

Considerou-se como variável de maior peso a toxicidade. Assim, caso seja encontrada toxicidade o estado final será designado como regular ou ruim dependendo do número de resultados tóxicos. Supondo que os resultados tóxicos superem os não tóxicos e mesmo que sejam encontrados valores adequados para os demais itens avaliados a qualidade final da área será considerada ruim. Caso os resultados não tóxicos superem os resultados tóxicos o estado final será considerado regular sendo recomendado maior número de análises para definir com maior precisão as condições tóxicas da área.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Determinação do estado químico baseando-se em normas da DQA

A análise de metais em três testemunhos amostrados ao longo do reservatório Paiva Castro indicaram o excelente estado químico, de acordo com normas baseadas na DQA, para a maioria dos elementos analisados (Tab. 10). Isto decorre porque os valores dos elementos analisados (Cd, Cr,

Cu, Ni, Pb e Zn) não ultrapassaram os valores de referência regionais. A exceção ocorreu para o cobre que apresentou valores acima daquele estabelecido como referência para a bacia do Alto Tietê (Nascimento & Mozeto, 2008), de 15 mg/kg, e para o próprio reservatório Paiva Castro, de 24 mg/kg, conforme estabelecido por Cardoso-Silva et al. (2016a). Os maiores teores para o cobre foram registrados na área da barragem (PD) e na parte alta do reservatório (PR) (Tab. 10). O aumento dos teores desse elemento está associado principalmente à aplicação de sulfato de cobre pentahidratado para controle da floração de algas (Cardoso-Silva et al., 2016a; Cardoso-Silva et al., 2016b; Beghelli et al. 2016; Cardoso-Silva et al., 2017). Os autores recomendam que políticas públicas sejam tomadas no intuito de diminuir as cargas de nutrientes nos corpos hídricos como o controle efetivo da ocupação da bacia na área de mananciais e investimentos na coleta e tratamento de esgoto, medidas que, se tomadas, diminuirão as florações de algas e consequentemente o uso de algicidas.

Tab. 10. Concentrações de metais (mg/kg) no sedimento superficial do reservatório Paiva Castro. Escala de cores representando comparações com valores de referência

Estações	Valor de Referência					
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
PD	*	25,58	97,04	17,92	23,81	99,45
PC	*	18,43	27,61	39,31	17,57	34,6
PR	*	23,24	43,11	34,51	21,17	63,56

Excelente	Bom	Incerto
-----------	-----	---------

Com o resultado apresentado, com valores de cobre acima dos valores de referência regionais é importante que seja analisada a biodisponibilidade desses metais. Isto porque valores elevados de um contaminante não indicam necessariamente que ele esteja sendo biodisponibilizado (Luoma & Rainbow, 2008). Utilizando valores guia de qualidade de sedimento empíricos (VGQS) e a relação molar estabelecida pela US EPA ($\Sigma[MES]-[SVA]/fCOT$), constatou-se que a toxicidade dos sedimentos para os contaminantes analisados é improvável indicando portanto, que os sedimentos superficiais do reservatório Paiva Castro podem

ser categorizados por apresentarem bom estado químico para os metais de interesse ambiental levantados neste trabalho (Tab 11; Tab 12).

Em relação aos metais Cd, Pb e Ni, que estão incluídos na lista de substâncias prioritárias estabelecida pela DQA, apenas o teores de Cd, apresentaram valores nas camadas superficiais que excederam os valores de referência regionais estabelecido por Nascimento & Mozeto (2008), em três pontos de amostragem localizados na parte alta do reservatório, porém estes valores foram inferiores aos limites estabelecidos para o ISQG e a análise de MES/SVA, conforme descrito anteriormente, não indicando biodisponibilidade desses metais ao longo do reservatório Paiva Castro.

Tab. 11. Valores guia de qualidade de sedimento baseados no equilíbrio de partição MES e SVA, valores guia de qualidade de sedimento empíricos: ISQG e PEL e classificação em escala de cores de acordo com sua qualidade. Valores expressos em mmol/kg ($\Sigma[MES]-[SVA]/fCOT$) e em mg/kg (ISQG e PEL) de sedimento seco. Valores acima dos valores de referência regional representados em negrito.

Pontos	$\Sigma[MES]-[SVA]/fCOT$	ISQG e PEL (mg/kg)				
		Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
1	7,76	0,43	*	*	20,48	25,64
2	5,2	0,30	3,68	2,59	13,74	15,67
3	9,21	*	4,67	2,40	23,22	13,82
4	8,94	*	20,96	*	12,39	12,94
5	1,78	*	6,42	0,47	3,84	9,87
6	1,57	0,36	3,47	*	13,50	11,85
7	4,49	*	3,88	1,41	9,51	7,53
8	20,57	0,14	15,50	2,27	13,81	29,95
9	1,59	*	3,66	4,55	3,41	8,85
Média	6,79	0,31	7,78	2,28	12,65	15,12

*Valores abaixo do Limite de Detecção

Categoria	Excelente	Bom	Regular	Ruim	Péssimo
Toxicidade	Improvável	Improvável	Incerta	Provável	Provável

Tab. 12. Qualidade química dos sedimentos superficiais, com base nos teores de metais, no reservatório Paiva Castro.

Pontos	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Qualidade para Metais									

As concentrações de Cd, Cu e Ni estiveram abaixo do limite de detecção em alguns pontos (Tab. 11). De acordo com diretrizes da DQA, quando um valor para um elemento químico apresentar concentrações abaixo do limite de detecção este valor poderá ser então adotado como valor de referência, indicando que o ambiente apresenta o estado 'excelente' para a substância analisada.

Relativo ao fator de enriquecimento, para o reservatório Paiva Castro este foi categorizado por apresentar depleção à enriquecimento mínimo para todos os metais, com exceção do cobre, que apresentou enriquecimento moderado na área da barragem (Tab. 13). Essa maior concentração na zona da barragem pode ser explicada principalmente pelo emprego de sulfato de cobre pentahidratado como algicida, como discutido (Beghelli et al, 2016; Cardoso-Silva et al., 2016a; Cardoso-Silva et al., 2016b). Com exceção do cobre na área da barragem o fator de enriquecimento sugere que o sedimento apresenta condições excelentes para os demais metais e pontos.

Tab. 13. Fator de enriquecimento para sedimentos em três áreas amostradas ao longo da represa Paiva Castro. Valores em negrito indicam enriquecimento moderado.

Pontos	Fator de Enriquecimento					
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
PD	*	0,75	2,39	0,45	0,62	0,99
PC	*	0,91	1,15	1,68	0,82	0,59
PR	*	1	1,57	1,29	0,86	0,94
<div>Excelente</div> <div>Bom</div> <div>Regular</div> <div>Ruim</div> <div>Péssimo</div>						

Outras linhas de evidência para avaliar a qualidade das águas e sedimento do manancial Paiva Castro

Toxicidade em água e sedimentos

Os resultados dos testes de toxicidade agudo e crônico, realizados por Silva (2013), não sugerem toxicidade da água para *Daphnia similis*, entretanto, para *Ceriodaphnia dubia*, dois pontos apresentaram toxicidade crônica no período seco (Tab. 14). Para o sedimento (Tab. 15), os autores

observaram efeito tóxico agudo apenas em um dos pontos amostrados na estação chuvosa.

A toxicidade registrada também pode ser explicada pela presença de outros contaminantes que não os metais analisados. Nas determinações das concentrações de metais efetuadas nos sedimentos utilizados nos testes de toxicidade não foram registrados valores acima do ISQG para os metais Cd, Cu, Cr, Ni, Pb e Zn (Silva, 2013).

Tab. 14. Teste de toxicidade (agudo - *Daphnia similis* e crônico - *Ceriodaphnia dubia*) em amostras de água da área de captação para abastecimento público do reservatório Paiva Castro (modificado de Silva, 2013).

Ponto	Agudo		Crônico			
	Mortalidade		Natalidade		Mortalidade	
	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
P1	NT	NT	T	NT	NT	NT
P2	NT	NT	NT	NT	NT	NT
P3	NT	NT	NT	NT	NT	NT
P4	NT	NT	T	NT	NT	NT
P5	NT	NT	NT	NT	NT	NT

Não Tóxico Tóxico

Tab. 15. Teste de toxicidade (agudo - *Daphnia similis* e crônico - *Chironomus xanthus*) em amostras de sedimento da área de captação para abastecimento público do reservatório Paiva Castro (modificado de Silva, 2013).

Ponto	Mortalidade			
	Agudo		Crônico	
	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
P1	NT	NT	NT	NT
P2	NT	NT	NT	NT
P3	NT	NT	NT	NT
P4	NT	NT	NT	NT
P5	NT	NT	NT	NT

Não Tóxico Tóxico

Recomenda-se a análise de outros elementos químicos que não os aqui citados sejam investigados para que se possa identificar a causa da toxicidade na área de captação. Deve ser salientado que há relativamente

poucos estudos científicos publicados para o reservatório Paiva Castro (Cardoso-Silva et al, 2016a; Cardoso-Silva et al, 2016b; Beghelli et al., 2016; Cardoso-Silva et al., 2017; Pompêo et al., 2017; Cardoso-Silva et al., 2018) principalmente no que se refere à análise toxicológica (Silva, 2013). Apenas a partir da crise hídrica de 2014 os sedimentos da represa Paiva Castro passaram a ser monitorados e investigados no que se refere à teores de contaminantes e análise ecotoxicológica, porém, apenas em um ponto localizado na área da barragem. De 2014 a 2017 observou-se toxicidade à biota em águas superficiais e de 2014 a 2016 os sedimentos apresentaram efeitos tóxicos em bioensaios (CETESB, 2014; 2015; 2016; 2017).

Avaliação da qualidade das águas superficiais com bases em Índices de qualidade

Índices aplicados pela CETESB

Os resultados médios anuais para IQA, IAP, IVA e IET referentes ao período de 2008 a 2016, compilados dos relatórios da CETESB sobre a qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo, podem ser observados na Figs. 3 e 4. O IQA e o IAP apresentaram-se nas categorias excelente e bom, este último com valores muito próximos do limite mínimo para a condição excelente. Em relação ao IVA, o reservatório apresentou predomínio da condição boa na maior parte do período analisado, com exceção para os anos de 2005 a 2007 e 2009 onde foram registradas a condição regular (Fig. 4). É preciso atenção, com medidas de fiscalização e estabelecimento de políticas públicas para que as boas condições para o IVA se mantenham.

Fig. 3. Índices IQA e IAP entre os anos de 2008 e 2016. Dados extraídos dos relatórios anuais da CETESB. Ao lado direito o respectivo estado de qualidade com base em cores.

O Índice de Estado Trófico (IET) (Fig. 5) oscilou entre a oligotrofia e mesotrofia. Para o IET, os resultados indicam que apesar dos registros de aumento nas concentrações de nutrientes, entre eles o fósforo e o nitrogênio (Giatti, 2000), a trofia do ambiente não atingiu o estado eutrófico, ao menos na área da barragem.

Embora haja sinais de impacto, evidenciado pelo IET e IVA (2005 a 2009), os impactos na região não são tão significativos como aqueles observados em outros mananciais da região metropolitana de São Paulo como Billings e Guarapiranga. No complexo Billings, por exemplo, mesmo após a tomada de medidas para reduzir os aportes de nutriente ao manancial, como a redução da reversão das águas do rio Pinheiros, o contínuo lançamento de efluentes sem tratamento e as cargas internas caracteriza o ambiente como eutrófico (Cunha et al., 2011) com frequentes florações de algas (Cunha et al., 2011; Cardoso-Silva et al., 2014).

Fig. 4. Índices IVA e IET entre os anos de 2008 e 2016. Dados extraídos dos relatórios anuais da CETESB. Ao lado direito a respectiva classificação de qualidade.

Índice de Estado Trófico ao longo do reservatório Paiva Castro

O IET de Cunha et al. (2013) ao longo do reservatório mostrou que no período chuvoso o reservatório apresentou predomínio da condição oligotrófica nas áreas mais próximas à barragem e na área de captação de água para abastecimento público enquanto as demais áreas apresentaram mesotrofia com dois pontos considerados eutróficos. No período seco, por outro lado, o número de pontos em mesotrofia diminuiu e o reservatório apresentou de maneira geral predomínio da condição oligotrófica (Fig. 5). Os maiores níveis de nutrientes encontrados durante a estação chuvosa eram esperados, uma vez que neste período há um aumento do suprimento de nutrientes da bacia de drenagem ao reservatório (Akinyemi and Nwankwo 2007; Smith et al. 2014).

Excelente	Bom	Regular	Ruim	Péssimo	
Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Hipereutrófico
$IET \leq 51,1$	$51,1 < IET \leq 53,1$	$53,1 < IET \leq 55,7$	$55,7 < IET \leq 58,1$	$58,1 < IET \leq 59$	$IET > 59$

Fig. 5. Índice de Estado Trófico (IET) calculado com base em Cunha et al. (2013) para 36 pontos distribuídos ao longo do reservatório Paiva Castro.

Apesar dos sinais de impacto antrópico evidenciado pelas condições mesotróficas nas proximidades da região de Mairiporã, a água superficial do reservatório apresentou predomínio de uma boa qualidade, principalmente nas regiões de captação e próximo à área da barragem.

Análise Fitoplantônica

Na Tab. 16, são apresentados as densidades e os biovolumes de cianobactérias e do fitoplâncton total nas estações de coletas amostradas por Pantoja-Matta (2016). É possível observar que tanto a densidade como os biovolumes apresentam baixos valores e, com base nos critérios definidos neste trabalho, para todas as estações e períodos de coletas conferirá a

qualidade excelente, definida pela cor azul. Nessa tabela também é possível observar que, apesar de elevada dominância em termos de densidade (%), as cianobactérias representam baixo biovolume, quando comparado ao fitoplâncton total.

Tab. 16. Qualidade do reservatório Paiva Castro com base na densidade e no biovolume de cianobactérias, segundo dados de Pantoja-Matta (2016).

		Densidade				Biovolume			
Estação	Data	Cyanobacteria célula/ml	Total geral célula/ml	%	Grupos Dominantes	Cyanobacteria mm ³ /L	Total geral mm ³ /L	%	Grupos Dominantes
Rio	Mai.14	245,1	616,58	39,8	Chlorophyta	0,01	0,104	9,7	Bacillariophyceae
	Nov.14	184	616,5	29,8	Cyanobacteria	0,01	0,107	8,9	Dinophyceae
Canal	Mai.14	243,2	614,4	39,6	Cyanobacteria	0,006	0,136	4,6	Cryptophyceae
	Nov.14	414,1	666,7	62,1	Cyanobacteria	0,1	0,569	17,7	Dinophyceae
Barragem	Mai.14	316,2	887	35,6	Chlorophyta	0,008	0,184	4,4	Cryptophyceae
	Nov.14	865,1	1635,2	52,9	Cyanobacteria	0,083	1,34	6,2	Dinophyceae

Excelente	Bom	Regular	Ruim	Péssimo
-----------	-----	---------	------	---------

Avaliação geral da qualidade das águas e sedimento

Partindo da série de linhas de evidências químicas e ecotoxicológicas citadas anteriormente, com base no peso das evidências, ponderou-se a qualidade geral das águas e sedimentos do reservatório Paiva Castro. De maneira geral, observou-se um gradiente de qualidade no sentido montante jusante no reservatório Paiva Castro, partindo de uma condição regular na área fluvial para uma condição boa na área da barragem. Em relação ao compartimento água constatou-se que a maior parte do reservatório tem qualidade da água classificada como boa e excelente (Tab. 17). Porém, há sinais de impacto com o registro de condições mesotróficas, principalmente na parte alta do reservatório, mais próximo à cidade de Mairiporã e até o ponto 4, durante o período chuvoso (Tab. 17), conferindo assim, conforme o critério 'one out all out' a qualidade regular para estes pontos (Tab 17, Fig. 6).

Tab. 17. Síntese da qualidade das águas e dos sedimentos Castro em nove áreas do reservatório Paiva Castro.

Parâmetro	Matriz analisada		Pontos amostrados								
	Água	Sedimento	1	2	3	4	5	6	7	8	9
EQ (metais)		X									
FE											
Cd		X	*		*	*	*		*		*
Cr		X	*		*	*	*		*		*
Cu		X	*		*	*	*		*		*
Ni		X	*		*	*	*		*		*
Pb		X	*		*	*	*		*		*
Zn		X	*		*	*	*		*		*
Toxicidade								1 2 3 4 5			
AM (Seca)	X		*	*	*	*	*		*	*	*
AM (Chuva)	X		*	*	*	*	*		*	*	*
CN (Seca)	X		*	*	*	*	*		*	*	*
CN (Chuva)	X		*	*	*	*	*		*	*	*
CM (Seca)	X		*	*	*	*	*		*	*	*
CM (Chuva)	X		*	*	*	*	*		*	*	*
AM (Seca)		X	*	*	*	*	*		*	*	*
AM (Chuva)		X	*	*	*	*	*		*	*	*
CM (Seca)		X	*	*	*	*	*		*	*	*
CM (Chuva)		X	*	*	*	*	*		*	*	*
Índices											
IQA	X		*	*	*	*	*	*	*		*
IAP	X		*	*	*	*	*	*	*		*
IVA	X		*	*	*	*	*	*	*		*
IET (Lamparelli, 2004)	X		*	*	*	*	*	*	*		*
IET (Cunha <i>et al.</i> , 2013)											
IET (Chuva)	X										
IET (Seca)	X										
Fitoplâncton	X		*		*	*	*		*		*
QUALIDADE FINAL											

EQ: estado químico baseado em normativas da DQA; FE: Fator de Enriquecimento; A:Agudo; M:Mortalidade; C: Crônico; N: Natalidade; IQA: Índice de Qualidade das Águas; IAP: Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público; IET: Índice de Estado Trófico; IVA: Índice de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática.

Excelente Bom Regular Ruim Péssimo

Fig. 6. Síntese da qualidade das águas e dos sedimentos em nove áreas do reservatório Paiva Castro.

Vale salientar que apesar dos sinais do processo de eutrofização observados, os teores de nutrientes tendem a ser menores no reservatório Paiva Castro em relação aos demais reservatórios do sistema (Pompêo et al., 2017; Cardoso-Silva et al., 2017). O fato de um reservatório ser o último de um sistema em cascata implica, de maneira geral, em um menor acúmulo de nutrientes e induz a uma melhor qualidade da água em relação aos demais reservatórios do sistema (Petesse & Petrere, 2012; Petesse et al., 2014; Pompêo et al., 2017; Cardoso-Silva et al., 2017). A mesotrofia observada que tendeu a se estender ao longo do reservatório durante o período chuvoso confere um cenário preocupante já que a qualidade dos reservatórios a montante, no que se refere aos teores de nutrientes, pode estar mais comprometida do que a registrada no reservatório Paiva Castro. Desta forma, é importante que as ações de recuperação no intuito de diminuir os aportes de nutrientes ao reservatório Paiva Castro sejam executadas não apenas na bacia hidrográfica do Juquery, mas, ao longo de todas as bacias formadoras do Sistema Cantareira.

Consequência também do aumento da trofia na região foram os teores de cobre acima dos valores de referência, ocasionado pelas aplicações históricas de algicidas para controle da floração de algas. Apesar dos

elevados teores de cobre as análises não sugeriram a biodisponibilidade destes e, portanto, os efeitos adversos à biota são improváveis. Os valores acima da referência para cobre foram os responsáveis pela classificação boa ao invés de excelente na área da barragem (pontos 7 e 9) e em parte do braço onde ocorre a captação de água (ponto 5). No Ponto 8, além os teores de cobre, os índices IQA, IAP, IVA e IET determinaram a categoria boa na região.

A área de captação para abastecimento público (ponto 6), assim como os pontos da área a montante, foi classificada como regular. A presença de toxicidade na região foi a responsável por este resultado, a despeito da classificação 'boa' registrada para os sedimentos no que se refere à contaminação e biodisponibilidade de metais, 'excelente' para a comunidade fitoplanctônica e 'boa' para o IET. Embora a toxicidade crônica tenha sido registrada em apenas uma de um total de 10 amostras, assim como adotado pela DQA optamos pelo critério do *'one out all out'*. Esta medida, pode induzir a erros do tipo I, ou seja, pode classificar um corpo hídrico numa condição pior do que aquela em que ele realmente se encontra (Hering, 2010), entretanto, é uma medida de acordo com o princípio da precaução, e que leva a uma maior proteção das comunidades biológicas.

Em relação à análise de elementos biológicos, apesar da mesotrofia observada, a análise das densidades e os biovolumes de cianobactérias e do fitoplâncton total, indicou a condição excelente para a comunidade fitoplanctônica. Isto pode estar associado ao baixo tempo de retenção, estimado em 10,7 dias (ANA, 2013), o qual pode influenciar o estabelecimento das comunidades planctônicas (Pantoja-Matta, 2016). Quando o tempo de residência é longo, a taxa de crescimento das algas aumenta em decorrência da elevada carga de nutrientes acumulados, por outro lado, tempos de retenção mais curtos estão associados a processos de turbulência que impedem a colonização e proliferação de algas como as cianobactérias (Tundisi et al., 1988). Estes dados nos levam a inferir que ao menos para o fitoplâncton, devido às condições de operação as pressões ainda não foram suficientemente extensas para promover impactos significativos sobre esta comunidade.

Condições de referência

Uma vez que muitas das linhas de evidência estiveram entre a categoria excelente e boa, estas, poderiam ser o ponto de partida para o estabelecimento do bom potencial ecológico e do bom estado químico do reservatório Paiva Castro. Tais valores seguem alguns dos pressupostos estabelecidos para o bom potencial de reservatórios em Portugal e poderiam ser também aqui implementados. Os pressupostos incluem (Ferreira et al, 2009): 1) a manutenção das condições de não agressividade química e bioquímica do ecossistema e 2) a manutenção da biodiversidade original do sistema fluvial em que se inserem, compatíveis com as condições ambientais que oferecem, o que foi observado pela excelente condição encontrada para a comunidade fitoplanctônica.

Os valores designados para as categorias excelente e boa poderiam ser utilizados como a condição de referência para o reservatório Paiva Castro. Lembrando que assim como na DQA estamos utilizando o termo de condição de referência como o estado em que o distúrbio seja ausente ou mínimo (EC, 200). As condições de referência são essenciais para se estabelecer os impactos em uma dada área (Stoddard et al., 2006) e vêm sendo aplicadas tanto na União Europeia como em outros países tidos como referência na gestão hídrica como: Estados Unidos, Austrália e Nova Zelândia (Pizella & Souza, 2007) e seria um excelente conceito a ser aplicado para estabelecermos os reais impactos em uma dada área e estipularmos metas para sua recuperação.

Para metais (extração pseudo-total) os valores de referência foram previamente estabelecidos por Cardoso-Silva et al. (2016a) (Tab. 18). Para metais biodisponíveis em condições boas e excelentes a toxicidade será improvável e seguindo as técnicas apresentadas neste trabalho, sugere-se que as condições de referência estejam próximas aos valores apresentados na Tab. 18. Em condições de impacto antrópico mínimo ou ausente, o fator de enriquecimento deverá ser inferior a 2, indicando a fonte geogênica dos metais.

Para o IET, as condições de referência devem oscilar entre a ultraoligotrofia, principalmente nas áreas mais próximas à barragem, e a oligotrofia, para ambos os IET utilizados nesta pesquisa, o IET aplicado pela

CETESB baseado em Lamparelli (2004) e o IET de Cunha et al. (2013). Para a área da barragem tanto o IQA quanto o IAP e IVA devem apresentar média anual designada para valores em estado excelente. Tal condição, embora não tenha sido encontrada em todos os anos amostrados pela CETESB, em alguns momentos ela foi registrada como observados nas Fig. 4 e 5.

A densidade de cianobactérias deverá ser baixa com valores não ultrapassando o limite de 10000 cel/ml. Pantoja- Matta (2016), em amostragem efetuada em 2014 encontrou valores médios de 268,17 no período seco e 487,73, no período chuvoso. Entretanto para que valores de referência sejam estabelecidos para a comunidade fitoplanctônica seria interessante que mais amostragens fossem efetuadas. A amostragem de Pantoja-Matta (2016) ocorreu num momento atípico, de uma intensa crise hídrica a qual pode ter exercido influência sobre a composição da comunidade fitoplanctônica. Assim adotamos apenas os valores já estabelecidos pela Portaria nº 2.914/2011.

Tab. 18. Proposição de valores de referência para o reservatório Paiva Castro.

Parâmetros	Referência	Matriz		Unidade	Valores de referência	
		Água	Sedimento			
Cd	Extração pseudo total (USEPA 1996)		X	mg/kg	≤ 0,2	
Cr			X	mg/kg	≤ 27	
Cu			X	mg/kg	≤ 24	
Ni			X	mg/kg	≤ 33	
Pb			X	mg/kg	≤ 27	
Zn			X	mg/kg	≤ 70	
Cd	Extração biodisponíveis (Allen et al, 1991)		X	mg/kg	≤ 0,2	
Cr			X	mg/kg	*	
Cu			X	mg/kg	7,8	
Ni			X	mg/kg	2,3	
Pb			X	mg/kg	12,7	
Zn			X	mg/kg	15,2	
FE			X		≤ 2	
Toxicidade		X	X	-	Ausente	
IQA	CETESB (2017)	X		-	79 < IQA ≤ 100	
IVA		X		-	IVA ≤ 2,5	
IAP		X		-	79 < IAP ≤ 100	
IET	CETESB (2017)-Lamparelli et al. (2004)	X		-	IET ≤ 47 (ultraoligotrófico)	47 < IET ≤ 52 (oligotrófico)
IET	Cunha et al. (2013)	X		-	IET ≤ 51,1 (ultraoligotrófico)	51,1 < IET ≤ 53,1 (oligotrófico)
Cianobactérias		X		Célula/ml	≤ 10.000 ^(*)	

* Frequência de amostragem mensal

FE: Fator de Enriquecimento; IQA: Índice de Qualidade das Águas; IAP: Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público; IET: Índice de Estado Trófico; IVA: Índice de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática.

CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Baseado na compilação de dados e dos critérios definidos neste trabalho, apesar da sugerida boa qualidade das águas e dos sedimentos do reservatório Paiva Castro, concluída a partir do peso de uma série de linhas de vidências, há sinais do aumento de impactos antrópicos na região. Os impactos observados estão associados principalmente a pressões relacionadas ao aumento dos teores de nutrientes, como o processo de eutrofização observado principalmente nas zonas fluviais e de transição do reservatório, e a contaminação por Cu devido a aplicação de algicidas a base de sulfato de cobre para controle das florações de algas.

Para que a situação não se agrave é preciso que as políticas públicas a serem tomadas abranjam todas as bacias hidrográficas formadoras do Sistema focando principalmente o uso e disciplinamento do solo, impedindo assim que a urbanização na região atinja as mesmas proporções de mananciais como Billings e Guarapiranga. Neste sentido, a fiscalização por parte do poder público precisa ser ampliada. Além disso, é primordial que investimentos em coleta e tratamento de esgoto sejam estendidos.

A implementação de alguns dos preceitos da DQA à gestão é uma medida que visa colaborar com a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos. Adequar algumas das diretrizes da DQA relacionadas aos aspectos ecológicos à realidade brasileira é uma medida potencialmente eficaz, embora não seja uma tarefa simples. Neste processo é essencial que a qualidade química dos corpos hídricos seja revista, pois os compostos químicos dão suporte aos elementos biológicos. Na avaliação dos estados químicos é importante a adoção da abordagem da avaliação integrada da qualidade da água e sedimentos. Embora dispendiosa a avaliação integrada é mais eficaz na predição da real condição de um corpo hídrico. Grande parte dos métodos empregados na avaliação integrada na União Europeia adotam inúmeros testes o que poderia ser alegado por muitos como um entrave na adoção destes métodos ao sistema de gestão de recursos hídricos brasileiro, isto porque poderia aumentar os custos e a necessidade de mudanças de velhas práticas.

Entretanto, o Brasil possui capacidade técnica e científica para avançar na área, Mozeto et al. (2006), por exemplo, desenvolveram método

de avaliação integrada e hierárquica da qualidade de sedimentos, de menor custo e mais bem adequado à realidade brasileira. No método desenvolvido por Mozeto et al. (2006) dependendo dos resultados obtidos na análise, nem todas as etapas do processo de avaliação precisam ser executadas. Dificuldades seriam encontradas na definição dos limites entre os estados químicos e na análise de alguns compostos, como certos disruptores endócrinos, incluídos na lista de substâncias prioritárias. Consultas a especialistas seriam necessárias e devido a possíveis limitações econômicas nem todas as substâncias analisadas no âmbito da DQA, num primeiro momento, seriam investigadas no Brasil. Diversos são os desafios a serem superados na adequação da DQA ao Brasil. Entretanto esta pode ser uma maneira eficiente de se avançar na gestão dos recursos hídricos e na recuperação e preservação de nossas massas de águas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ab' Saber, A. N., 1978. O Reservatório do Juqueri, na área de Mairiporã: estudos básicos para defesa ambiental e ordenação dos espaços envolventes. *Geogr. e Planej.*, 32: 1-28.
- Acreeman, M.C. & Ferguson, J.D., 2010. Environmental flows and the European Water Framework Directive. *Freshwater Biol.*, 55: 32–48.
- Akinyemi, S. A., Nwankwo, D.I., 2007. Effect of seasons on phytoplankton of the Asejire Reservoir (Nigeria). *Int. J. Algae*, 9(1), 81–89.
- Allen H.E., Boothman W., Di Toro, D.M., Mahony J.D., 1991. Determination of acid volatile sulfide and selected simultaneously extractable metals in sediment. EPA 821-R-91-100, USEPA, Office of Water, Office of Science and Technology, Health and Ecological Criteria, Washington.
- Alves, R., 2017. Agência realiza audiência pública sobre outorgas para diluição de efluentes domésticos. ANA. Disponível em: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/imprensa/noticia.aspx?id_noticia=13338>. Acesso em: Nov. de 2018.
- Ambühl, H. Bühler, H., 1975. Technik der Entnahme ungestörter Grossproben von Seesedimenten: ein verbessertes Bohrlot. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 37:175–186.
- ANA - Agência Nacional de Águas. Série de dados hidrológicos do Sistema Cantareira (Outorga) de 2004 a 2012., 2013. Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/saladesituacao/v2/SistemaCantareira.aspx>>. Acesso em: Abril de 2016.

ANA - Agência Nacional de Águas. Enquadramento (sem data). Disponível em:

http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/planejamento/PlanejamentoRH_enquadramento.asp Acesso em: Out. 2017.

ANA - Agência Nacional de Águas., 2017. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas: Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. -- Brasília: ANA, 2017. 88 p.

Anônimo - 2012. Water Framework Directive Classification and Environmental Standards in the Water Framework. Environment and Heritage service. Disponível em: <www.ehsni.gov.uk>. Acesso em: Dez. 2012.

Araújo, R.S., Alves, M.G., Melo, M.T.C., Chispim, Z.M.P., Mendes, M.P., Silva-Júnior, G., 2015. Water resource management: a comparative evaluation of Brazil, Rio de Janeiro, the European Union, and Portugal. *Sci Total Environ.* 511: 815–828.

Beghelli, F.G.S., Pompêo, M., Rosa, A.H., Moschini-Carlos, V., 2016. The effects of copper in sediments on benthic macroinvertebrate communities in tropical reservoirs. *Limnética*, 35: 103-116.

Besten, P.J., 2007. Risk assessment approaches in European countries. In: Heise, S. Sustainable Management of Sediment Resources: Sediment Risk Management and Communication Elsevier. p. 153–205.

BRASIL - Lei nº 9.433, de 8 de Janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília (DF). Diário Oficial da República Federativa do Brasil.

BRASIL - Resolução CONAMA nº 357 de 17 de Março de 2005. Classificação das águas doces, salobras e salinas do território nacional. Brasília (DF): Diário Oficial da República Federativa do Brasil.

BRASIL - Portaria MS nº 2.914 de 12 de Dezembro de 2011. Ministério da Saúde, Série E. Legislação de Saúde, Brasília, DF.

BRASIL - Resolução CONAMA nº 467 de 17 de julho de 2015. Publicada no DOU nº 135, seção 1, p. 70 a 71.

Cardoso-Silva, S., Ferreira, T., Pompêo, M., 2013. Diretiva Quadro da Água: uma revisão crítica e a possibilidade de aplicação ao Brasil, *Ambiente & Sociedade*, 16(1): 39–58.

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*, 28:31–43.

Cardoso-Silva, S., Mariani, C.F., Pompêo, M.L.M., 2015. Análise crítica da Resolução CONAMA nº 357 à luz da Diretiva Quadro da Água da Comunidade Europeia: Estudo de caso de um reservatório urbano

eutrofizado (Represa do Guarapiranga - São Paulo, Brasil). In: Pompêo, M. et al. (ed) Ecologia de reservatórios e Interfaces. São Paulo: USP. p. 367–375.

Cardoso-Silva, S., Ferreira, P.A.L., Moschini-Carlos, V., Figueira, R.C. L., Pompeo, M.L.M., 2016a. Temporal and spatial accumulation of heavy metals in the sediments at Paiva Castro Reservoir (São Paulo, Brazil). *Environ. Earth Sci.*, 75: 1–16.

Cardoso-Silva, S., Silva, D.C.V.R., Lage, F., Rosa, A.H., Moschini-Carlos, V., Pompêo, M.L. M., 2016b. Metals in sediments: bioavailability and toxicity in a tropical reservoir used for public water supply. *Environ. Monitor. Assess.* 188: 310.

Cardoso-Silva, S., Meirelles, Frascareli, D., Lopez-Doval, J., Rosa, A. H., Pompeo, M. L. M., Moschini-Carlos, V., 2017. Metals in superficial sediments of a cascade multisystem reservoir: contamination and potential ecological risk. *Environ. Earth Sci.*, 76:756.

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. Monitor. Assess.*, 190:19–32.

Carere, M., Dulio, V., Hanke, G. & Polesello, S. 2012., Guidance for sediment and biota monitoring under the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. *Trend Analyt. Chem.*, 36, 15–24.

Carlson, R.E., 1977. A trophic state index for lakes, *Limnol. Oceanogr.* 22(2): 361–369.

CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment., 1999. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life - Protocol for the derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (CCME EPC-98E). 35 p.

CETESB - Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. Relatório Técnico. Série de relatórios – 2000 a 2017. São Paulo. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CIS - Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)., 2003. Guidance on Typology, Reference Conditions and Classification Systems for Transitional And Coastal Waters, 119 p.

CIS - Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)., 2005. Guidance Document n°13. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. 53 p.

CIS - Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)., 2010. Guidance Document n° 25. Guidance on Chemical Monitoring of Sediment and Biota under the Water Framework Directive, 82p.

Coquery, M., Morin, A., Bécue, A., Lepot, B., 2005. Priority substances of the European Water Framework Directive: analytical challenges in monitoring water quality. *Trends Analyt. Chem.*, 24 (2) :117–127.

Crane, M., 2003. Proposed development of sediment quality guidelines under the European Water Framework Directive: a critique. *Toxicol Lett.* 42: 195–206.

Cunha, D.G.F., Grull, D., Damato, M., Blum, J.R.C., Lutti, J.E.I., Eiger, S., Mancuso, P.C.S., 2011. Trophic state evolution in a subtropical reservoir over 34 years in response to different management procedures. *Water Sci Technol*, 64:12.

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

Devesa-Rey, R., Díaz-Fierros, F., Barral, M.T., 2011. Assessment of enrichment factors and grain size influence on the metal distribution in riverbed sediments (Anllóns River, NW Spain). *Environ Monit Assess.*, 179: 371–388.

EC - European Commission. 2000. Directive 2000D 60D EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. *Ofúcial Journal* 22 December 2000 L 327D 1. Brussels. 2000.

EC - European Commission., 2012. Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC): River Basin Management Plans. Brussels.15p.

Ferreira, M.T., Cortes, R.V., Morais, M., 2009. Gestão ecológica de albufeiras portuguesas, In: Ferreira, M.T. et al. *Qualidade ecológica e gestão integrada de albufeiras*, Lisboa: Inag. pg. 1–10.

Ferreira, M.T., Rivaes. P.P.R., Cortes, R.V., 2009. Princípios norteadores do bom potencial ecológico e pré-classificação da qualidade. In: Ferreira, M.T. *et al.* *Qualidade ecológica e gestão integrada de albufeiras*, Lisboa: Inag. pg. 32–51

Fremion, F., Bordas, F., Mourier, B., Lenain, J.F., Kestens, T., Courtin-Nomade, A., 2016. Influence of dams on sediment continuity: a study case of a natural metallic contamination. *Sci. Total Environ.* 547, 282–294.

Giatti, L.L., 2000. Reservatório Paiva Castro- Mairiporã- SP- Avaliação da qualidade da água sobre alguns parâmetros físicos, químicos e biológicos (1987-1998). (Dissertação). FSP, USP, São Paulo. 87p.

Goulart, M., Callisto, M., 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, 2 (1).

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A.L. & Van De

Bund, W., 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Sci. Total Environ*, 408, 4007–4019.

INAG - Instituto da Água. 2006. Implementação da Directiva Quadro da Água: 2000-2005, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 16p.

Lamparelli, M.C. 2004. Graus de trofia em corpos d'água de estado de São Paulo: avaliação os métodos de monitoramento. (Tese). IB, USP, São Paulo. 238p.

Leal, P.R., Moschini-Carlos, V., López-Doval, J.C., Cintra, J.P., Yamamoto, J.K., Bitencourt, M.D., Santos, R.F., Abreu, G.C., Pompêo, M. 2018. Impact of copper sulfate application at an urban Brazilian reservoir: A geostatistical and ecotoxicological approach, *Sci Total Environ*. 618: 621-634.

Luoma, S.N., Rainbow, P.S. 2008. Metal contamination in aquatic environments: science and lateral management. Cambridge University, Cambridge

Macedo, C.C.L. 2011. Heterogeneidade espacial e temporal das águas superficiais e das macrófitas aquáticas do reservatório Paiva Castro (Mairiporã-SP-Brasil). (Dissertação). UNESP, Sorocaba. 124p.

Machado, L.S., Santos, L.G., López-Doval, J.C., Pompêo, M.L.M., Moschini-Carlos, V. 2016. Fatores ambientais relacionados à ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório de Guarapiranga. *Ambiágua*, 11: 810–818.

Mariani, C.F., Pompêo, M.L.M. 2008. Potentially bioavailability metals in sediment from a tropical polymictic environment Rio Grande Reservoir, Brazil. *J Soils Sediments* 8:284–288.

Mozeto, A.A, Umbuzeiro, G.A., Araújo, R.P.A. & Jardim, W.F. 2006. Esquema de Avaliação Integrada e Hierárquica da Qualidade de Sedimentos (AIHQs). In Mozeto, A.A; Umbuzeiro, G.A.; & Jardim, W.F. (eds). Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios iológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce. São Carlos: Cubo. p.195–221.

Nascimento, M.R.L. & Mozeto, A. 2008. Reference values for metals and metalloids concentration in botton sediments of Tietê river basin, soutjeast of Brasil. *Soil Sediment Contam.*, 17 (3):269–278.

Pantoja-Matta, A.L. 2016. Dinâmica do plâncton no reservatório Paiva Castro: Heterogeneidade espacial e temporal (Sistema Cantareira-SP), Dissertação (Mestrado), IB USP, 184 p.

Pettesse M.L., Petrere, M. 2012. Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. *Ecol. Eng.*, 48:109–116.

Pettesse, M.L., Petrere, M., Agostinho, A.A. 2014. Defining a fish bioassessment tool to monitoring the biological condition of a cascade reservoirs system in tropical area. *Ecol. Eng.* 69:139–15.

Pizella, D.G., Souza, M.P. 2007. Análise da sustentabilidade ambiental do sistema de classificação das águas doces superficiais brasileiras. *Eng. Sanit. Ambient.* 12 (2):139–148.

Pompêo, M.; Moschini-Carlos, V. 2012. O abastecimento de água e o esgotamento sanitário: propostas para minimizar os problemas no Brasil. In: Rosa, AH, Fraceto, LF, Moschini Carlos, V. (eds.), *Meio ambiente e sustentabilidade*. Porto Alegre: Bookman, pp. 41–61.

Pompêo, M. 2017. O controle da flora e fauna aquáticas pela Resolução CONAMA 467: Considerações sobre a normativa brasileira. *Ver. Dep. de Geografia*, 33: 24–35.

Pompêo, M.L.M., Moschini-Carlos, V., Lopez-Doval, J., Cardoso-Silva, S., Martins, N.A., Freire, R.H., Beghelli, F.G.S., Lopez, P., Brandimarte, A.L., Rosa, A.H. 2017. Nitrogen and phosphorus in cascade multi-system tropical reservoirs: water and sediment. *Limnol. Review*, 17: 133.

Porto, M.A.F. 2002. *Sistemas de gestão da qualidade das águas: uma proposta para o caso brasileiro*. (Tese livre docência). USP, São Paulo. 131p.

Rodríguez, J.G., Tueros, I., Borja, A., Belzunce, M.J., Franco, J., Solaun, O., Valencia, V. & Zuazo, A. 2006. Maximum likelihood mixture estimation to determine metal background values in estuarine and coastal sediments within the European Water Framework Directive. *Sci. Total Environ.*, 370:278–293.

SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. 2018. Cantareira. Disponível em: <<http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaold=132>> Acesso em Julho de 2018.

Silva, D.C.V.R. 2013. "Avaliação temporal da toxicidade da água e sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, na Região Metropolitana de São Paulo". (Dissertação). USP, 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.

Stoddard, J.L., Larsen, D.P., Hawkins, C.P., Johnson, R.K., Norris, R.N. 2006. Setting expectations for the ecological condition of Streams: the concept of reference condition. *Ecol. Appl.*, 16(4):1267–1276.

Sutherland RA. 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu. Hawaii. *Env Geol* 39(6):611–627

Tueros, I., Rodríguez, J.G., Borja, A., Solaun, O., Valencia, V. & Millán E. 2008. Dissolved metal background levels in marine waters, for the

assessment of the physico-chemical status, within the European Water Framework Directive. *Sci. Total Environ.*, 407: 40–52.

Tueros, I., Borja, Á., Larreta, J., Rodríguez, J. G., Valencia, V., Millán, E. 2009. Integrating long-term water and sediment pollution data, in assessing chemical status within the European Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.*, 58: 1389–1400.

Tundisi, J. G. et al. 1988. Comparações do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: eutrofização e manejo. In: Tundisi, J.G. (ed.). *Limnologia e Manejo de Represas*. São Paulo: Editora da USP. pp.165–204.

UKTAG - United King Technical Advisory Group (UKTAG) on the Water Framework Directive Environmental standards for use in classification and the Programme of Measures for the Water Framework Directive. p 1–7. 2005.

US EPA United States Environmental Protection Agency. 1996. Method 3050B. Acid digestion of sediments, sludges and soil. Revision 2.

US EPA, United States Environmental Protection Agency. 2005. Procedure for the derivation of Equilibrium Partitioning Sediment Benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms: metal mixtures (cadmium, cooper, lead, nickel, silver and zinc. Office of Research and Development. Washington, D. C.: January, 2005 (EPA-600-R-02-011).121 p.

Veiga, L.B.E., Magrini, A. 2013. The Brazilian Water Resources Management Policy: Fifteen Years of Success and Challenges, *Water Resour. Manage.*, 27(7): 2287–2302.

Whately, M., Cunha, P.M. 2007. Cantareira 2006: Um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo—Resultados do Diagnóstico Socioambiental Participativo do Sistema Cantareira. Instituto Sócio Ambiental, São Paulo.