

Limnologia de reservatórios: do clássico às novas abordagens

Marcelo Pompêo
Sheila Cardoso-Silva
Rubens Cesar Lopes Figueira
Viviane Moschini-Carlos
Organizadores

Represa do Brcoa

Rio Jacaré-guaçu

Instituto de Biociências - IB/USP
Universidade de São Paulo

ISBN 978-65-88234-17-4



Ficha catalográfica elaborada pelo Serviço de Biblioteca do Instituto de Biociências da USP, com os dados fornecidos pelos autores.

Limnologia de reservatórios: do clássico às novas abordagens /
Organização : Marcelo Pompêo, Sheila Cardoso-Silva, Rubens
Cesar Lopes Figueira, Viviane Moschini-Carlos. -- São Paulo :
Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2024.
188 p. : il.

ISBN: 978-65-88234-17-4

1. Limnologia. 2. Reservatórios. I. Pompêo, Marcelo, org. II.
Cardoso-Silva, Sheila, org. III. Figueira, Rubens Cesar Lopes, org. IV.
Moschini-Carlos, Viviane, org.

LC: QH 541.5

Elaboração: Elisabete da Cruz Neves. CRB-8/6228

Capa: Reprodução do Google Earth.

É permitida a reprodução parcial ou total desta obra, desde que citada a fonte e autoria. Proibindo qualquer uso para fins comerciais.

Limnologia de reservatórios: do clássico às novas abordagens

**Marcelo Pompêo
Sheila Cardoso da Silva
Rubens Cesar Lopes Figueira
Viviane Moschini-Carlos**
(Organizadores)

**Instituto de Biociências - IB/USP
Universidade de São Paulo**

São Paulo - 2024

Prefácio

As pesquisas desenvolvidas nos reservatórios brasileiros tiveram grande impulso, particularmente a partir de década de 1970, também acompanhando o crescimento da pós-graduação no país. No entanto, foram inicialmente muito concentradas na região sudeste, em decorrência do grande número de reservatórios presentes, em especial em São Paulo. Atualmente os estudos limnológicos ocorrem em todo o Brasil. Raro é o estado brasileiro que não possui ao menos um grupo de profissionais ligados à área, estudando os reservatórios e aplicando as mais diferentes abordagens.

Os estudos iniciados na década de 1970, tinham como premissas desenvolver as bases conceituais “da ecologia, que vinha se inserindo nacionalmente naquele período – bem como o fortalecimento da relação ensino/pesquisa nas instituições públicas de educação superior”¹. Portanto, tinham como objetivo geral o desenvolvimento e o fortalecimento da perspectiva sistêmica da ecologia. Outro objetivo seria desenvolver uma metodologia de trabalho e de tecnologia para o estudo dos reservatórios além da formação de recursos humanos.¹ Assim, teve início o “*Modelo Broa*”². Essa fase desempenhou um papel fundamental, não apenas na formação de muitos limnólogos, com alguns ainda atuantes no Brasil, mas também deixou um legado duradouro por meio das inúmeras abordagens aplicadas nos estudos iniciais realizados no Broa, o reservatório Carlos Botelho (Itirapina, SP), mas não só nele. Já no final de 1970 o projeto “*Tipologia de represas*”, também representou um marco significativo. Este projeto foi financiado pela Fapesp (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) e, bem como o *Modelo Broa*, foi coordenado pelo Prof. José Galizia Tundisi, então docente na UFSCar (Universidade Federal de São Carlos). O *Projeto Tipologia*, como ficou conhecido, realizou estudos comparativos em dezenas de reservatórios paulistas, seguindo as bases propostas pelo eminente Prof. Ramon Margalef (Universidade de Barcelona, Barcelona, Espanha)³ e também contribuiu para a formação de pesquisadores.

De lá para cá, a Limnologia se desenvolveu, do ponto de vista quantitativo, mas também ocorreu uma significativa evolução qualitativa. Quantitativamente, os estudos não se restringem mais à região sudeste do Brasil nem apenas aos reservatórios, estendendo-se por todo o país e seus diversos biomas. Qualitativamente, hoje são aplicados uma ampla gama de abordagens nos estudos dos reservatórios, quando comparado com aqueles aplicados nos estudos iniciais (*Modelo Broa* e *Tipologia*). Áreas como ecotoxicologia, microplásticos, compostos emergentes, sensoriamento remoto, Sistema de Informação Geográfica (SIG), por exemplo, e o uso de novos equipamentos para os trabalhos de campo e de laboratório, trouxeram outras luzes à compreensão da estrutura e dinâmica dos reservatórios. Os estudos clássicos desenvolvidos no Brasil, como os executados com coletas mensais em perfil em uma estação de coleta, normalmente localizada próxima à barragem, para avaliação da produtividade primária, riqueza e densidade do fitoplâncton e zooplâncton, por exemplo, ainda são fundamentais. No entanto, outras abordagens também consideradas clássicas praticamente não são mais aplicadas no Brasil, apesar de sua relevância. Estudos sobre o trabalho do vento, conteúdo de calor e estabilidade de reservatórios, entre outros, infelizmente têm recebido menor atenção e praticamente não têm mais espaço em revistas consideradas de alto impacto, mas são estudos fundamentais para subsidiarem ações de manejo, por exemplo.

Assim, somados às novas abordagens e aos equipamentos disponíveis, hoje os pesquisadores têm em mãos inúmeras outras possibilidades para estudar os reservatórios, que não estavam disponíveis nas décadas de 1970 e 1980. Deste modo, é possível ter diagnósticos mais detalhados sobre a qualidade da água e do sedimento dos reservatórios e para a identificação de eventuais problemas e soluções, inclusive, incorporando estudos na bacia hidrográfica circundante. Hoje é imperativo considerar a bacia hidrográfica como parte integrante da compreensão do funcionamento dos reservatórios. Muitas das ações necessárias para recuperar ou preservar o reservatório devem ser aplicadas na área externa do mesmo, isto é, na sua bacia hidrográfica e não unicamente no próprio corpo do reservatório⁴. Com todas estas novas possibilidades de estudos, os gestores têm meios para desenvolver programas de monitoramento e manejo dos reservatórios muito mais abrangentes e adequados à realidade objetiva, como a verba disponível, bem como subjetiva, como a composição da equipe multidisciplinar.

Este livro visa apresentar alguns estudos de casos e temáticas que poderão ser abordadas nos estudos dos reservatórios. De forma alguma pretende esgotar o assunto, mas sim oferecer uma visão abrangente. Os capítulos deste livro expressam algumas experiências nacionais, discorrendo sobre os estudos clássicos e novas

¹ CAMPREGHER, R.; MARTINS, R.C. O “Modelo Broa” e a produção de conhecimento científico sobre o meio ambiente, *Desenvolv. Meio Ambiente*, v. 40, p. 329-344, 2017.

² TUNDISI, J.G. O modelo Broa. São Paulo: ACIESP, 1978, p. 99-113.

³ MARGALEF, R.; PLANAS, D.; ARMENGOL, J.; VIDAL, A.; PRAT, N.; GUISET, A.; TOJA, J.; ESTRADA, M. *Limnología de los embalses españoles*, Ministerio de Obras Públicas (España), 1-422 (1976)

⁴ POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros. São Paulo: Instituto de Biotecnologia – IB/USP, Universidade de São Paulo, 138 pg., 2017.

abordagens, passando pelo uso de equipamentos contemporâneos, não disponíveis nas décadas de 1970 e 1980. Além disso, neste manuscrito também são discutidos temas como microplásticos, compostos emergentes, sedimentos, sensoriamento remoto aplicado à qualidade da água e metodologias de laboratório.

Com esta contribuição, espera-se incentivar novos estudos em reservatórios, aplicando tanto as abordagens hoje consideradas clássicas, como pelo emprego de novas abordagens, afinal, a ciência está viva e avança continuamente.

Este livro também é uma homenagem aos desbravadores e desbravadoras da Limnologia brasileira, principalmente àqueles e àquelas que arduamente construíram as bases que hoje temos assentadas, em especial as Profas. Odete Rocha, da Universidade Federal de São Carlos e Maria do Carmo Calijuri, da Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, ainda hoje atuantes e sempre inovando.

Disfrutem e boa leitura.

Marcelo Pompêo
Sheila Cardoso-Silva
Rubens Cesar Lopes Figueira
Viviane Moschini-Carlos

São Paulo, 14 de março de 2024.

Agradecimentos

Somos gratos a todos os autores dos capítulos, que se dispuseram a colaborar com esta ideia.

Os capítulos submetidos passaram por rodadas de leituras e os organizadores deste livro foram os principais responsáveis pela leitura crítica dos manuscritos.

Agradecemos à Sra. Adriana Hypólito Nogueira, bibliotecária-chefe da Biblioteca do Instituto de Biociências, da Universidade de São Paulo (USP), por todo apoio, desde o início até a finalização desta obra, seja na normatização dos capítulos e referências, bem como na confecção da ficha catalográfica do livro, passando pela obtenção do ISBN.

A todos, que de alguma forma contribuíram com ideias e estímulos.

Os que se encantam com a prática sem a ciência
são como os timoneiros que entram no navio sem timão sem bússola,
nunca tendo certeza do seu destino.

Leonardo da Vinci

SUMÁRIO

Prefácio	iv
Agradecimentos	v
Capítulo 1	
A avaliação da qualidade da água de reservatórios na Limnologia brasileira: do clássico às novas abordagens	1
Capítulo 2	
Matéria orgânica sedimentar em ambientes marinhos: uma abordagem através de descritores composicionais	49
Capítulo 3	
A contaminação por microplásticos na água e sedimento de rios amazônicos	61
Capítulo 4	
Estabelecimento de valores referência para metais em sedimentos de reservatórios do Estado de São Paulo	74
Capítulo 5	
Compostos emergentes na agricultura: panorama atual e impactos ecossistêmicos	88
Capítulo 6	
A problemática da qualidade da água no reservatório de Salto Grande (Americana, SP)	106
Capítulo 7	
Chlorophyll a, Secchi disk depth and Cyanobacteria cell number estimated for Sentinel 2 images and water quality assessment of the Itupararanga Reservoir (São Paulo State, Brazil)	121
Capítulo 8	
Heterogeneidade geoquímica temporal e espacial de sedimentos em reservatório de área protegida – a busca por condições de referência	139
Capítulo 9	
Assoreamento e turbidez da água em reservatórios	154
Capítulo 10	
Extração de pigmentos fotossintetizantes de sedimentos	169
Capítulo 11	
Distribuição espacial de elementos químicos no sedimento do reservatório Rio Grande (SP)	175

CAPÍTULO 1

A AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RESERVATÓRIOS NA LIMNOLOGIA BRASILEIRA: DO CLÁSSICO ÀS NOVAS ABORDAGENS¹

Marcelo Pompêo

Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, R. do Matão, 05508-090, São Paulo, SP, Brasil

Autor correspondente: mpompeo@ib.usp.br

RESUMO

A limnologia brasileira teve grande avanço a partir de 1970. Hoje é uma ciência consolidada e há grupos de pesquisas distribuídos por todo o país. Na fase inicial dos estudos em reservatórios, eram comuns amostragens em perfil na zona mais profunda, próxima à barragem. Os estudos ocorriam com base na experiência internacional e também em função dos equipamentos disponíveis. No presente, estão acessíveis inúmeros novos equipamentos e *softwares* para os estudos limnológicos de reservatórios. Este manuscrito foi escrito tendo em mente que ocorreram avanços nos estudos de reservatórios, tanto técnicos, mas também conceituais. Estes avanços, no presente, conferem um cenário muito distinto e novas possibilidades de estudos nos reservatórios, impensáveis no início de 1970 no Brasil. Cabe ao grupo de pesquisa discutir quais objetivos perseguir e os meios para atingi-los, inclusive, elegendo pelos importantes estudos considerados mais clássicos. Neste capítulo são apresentadas considerações sobre as abordagens nos estudos em reservatórios, das consideradas mais clássicas às mais contemporâneas, passando pelo uso de novos equipamentos e *softwares*, com estudos de casos, mas sem a pretensão de esgotar esse amplo tema.

¹ Uma contribuição aos projetos "Um olhar sobre a qualidade das águas de reservatórios desde 786 km de altitude: Imagens Sentinel 2 "(Fapesp 2020/11759-1) e "Múltiplos olhares sobre a qualidade da água e do sedimento do reservatório de Barra Bonita (São Paulo): o peso das evidências" (Fapesp 2021/10637-2).

INTRODUÇÃO

Os estudos ecológicos das massas de água e dos sedimentos de reservatórios são fundamentais em qualquer programa de gestão ambiental, pois permitem realizar um diagnóstico do estado da água e do sedimento. Indiretamente, estes estudos devem ser utilizados como a base para a definição de um sólido programa de monitoramento, que visa acompanhar a evolução da qualidade da água ao longo do tempo.

Desde a década de 1970 até o presente, os estudos executados nos últimos cinquenta anos da limnologia brasileira, em especial nos reservatórios, refletem o conhecimento gerado internacionalmente, mas também é possível considerar que não há unanimidade acerca do tema monitoramento. Neste caso, o monitoramento da qualidade da água, as discussões passam pelos clássicos estudos da limnologia, como rotineiramente ocorriam até o final de 1990 no Brasil, mas também por abordagens mais recentes, como da Diretiva Quadro da Água (EUROPEAN UNION, 2000), normativa europeia de gestão da qualidade das águas. O uso de novos equipamentos, que empregam potentes processadores e *dataloggers*, além de uma infinidade de *softwares* para processamento de dados em análises estatísticas e de imagens, entre outros, também desempenham um papel crucial nesse processo de definição de como executar esse monitoramento rotineiro.

Neste capítulo serão apresentadas considerações sobre essas temáticas, abordando desde as perspectivas mais clássicas até as mais contemporâneas, nos estudos em reservatórios. Esse percurso inclui a análise do uso de novos equipamentos, como alternativa para executar diagnósticos da qualidade da água em reservatórios. No entanto, é importante ressaltar que não há pretensão de esgotar esse amplo tema.

A LIMNOLOGIA NO BRASIL: 1970 A 1990

Entre as décadas de 1970 até o início de 1990, na literatura é possível observar que era muito comum o estudo da massa de água de reservatórios em uma simples e única estação de coleta no Brasil, na zona da barragem.

Vale lembrar que nessa época, grande parte da produção bibliográfica era composta por dissertações e teses, com exemplares quase que únicos e em papel, fisicamente depositados nas bibliotecas das respectivas instituições dos poucos programas de pós-graduação existentes no país. Também eram poucas as publicações em revistas científicas, nada comparado ao presente, com extensa produção em periódicos, mas também pela exigência do depósito das teses e dissertações em banco de dados virtuais. Deste modo, essas teses e dissertações históricas são de difícil acesso, mesmo existindo em papel, até pelo fato de muitos não conhecerem a sua existência, os seus títulos e autores. No mínimo, do ponto de vista histórico, é importante resgatar essa expressiva produção científica, para que não se perca a possibilidade de analisar o conhecimento sendo construído ao longo do tempo e quem foram aqueles e aquelas que desbravaram as inúmeras áreas na Limnologia brasileira como as macrófitas aquáticas, o perifiton (substrato natural e artificial), o zooplâncton, o sedimento, o fitoplâncton, entre outros, por meio de estudos com diferentes abordagens. Destacam-se, nesse contexto, as bibliotecas da Universidade Federal de São Carlos (USFCar) e da Universidade de São Paulo (USP), em especial do Instituto de Biociências (IB) e do Instituto Oceanográfico (IO), em São Paulo e do Campus de São Carlos (EESC).

De certa maneira, nesse período também havia questionamentos sobre alguns estudos, como de variações nictimerais ou mesmo de um único grupo de organismos, como o fitoplâncton, por exemplo. Havia receio ou dificuldade para compreender se estes estudos permitiriam formar um bom pesquisador e se também eram estudos relevantes para a área. Hoje sabemos da importância dessas abordagens, pois através dos estudos em escalas de 24 h compreendemos as alterações nos parâmetros físicos e químicos da massa de água e do sedimento, bem como temos clara visão da migração dos organismos na coluna de água ao longo de um dia. Relativo ao fitoplâncton, até o final de década de 1990, os estudos em reservatórios normalmente privilegiavam a região mais profunda, na zona da barragem. Nessa região, as coletas de amostras de água ocorriam em diferentes profundidades, seja com base na penetração da luz, principalmente pelo emprego do disco de Secchi, ou eram predefinidas pelos pesquisadores, segundo os objetivos do trabalho. Na zona da barragem, normalmente as amostragens eram realizadas mensalmente, por um período de um ano. Nesse sentido, são clássicos os estudos ocorridos no reservatório do Broa (Itirapina, SP), realizados pelos pesquisadores do Departamento de Ciências Biológicas e do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, ambos da UFSCar, mas também posteriormente pelo CRHEA, o Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais, da EESC. Historicamente o Broa, ou reservatório do Lobo, pela existência de lobos guarás na região de cerrado, oficialmente Usina Hidroelétrica Carlos Botelho, é um dos mais emblemáticos reservatórios do Brasil, pois foi um dos principais berços

da moderna Limnologia brasileira, em especial de reservatórios e, estudando suas águas e sedimentos, dezenas de pesquisadores foram formados pela UFSCar e pela EESC, com muitos deles ainda em atividade no Brasil e no exterior.

MEDIDAS EM PERFIL: OS PRIMEIROS EQUIPAMENTOS

Na década de 1970/80, praticamente só para a temperatura da água existia equipamento que permitia realizar medidas em perfil. O termistor *Toho Dentan* (Fig. 1.1), produzido no Japão, que ainda se encontrava em uso no Brasil no final do século passado (HENRY *et al.*, 1998; 2006). Para efetuar as medidas, a partir da sonda o cabo era marcado, normalmente com esparadrapo, que se adere bem ao cabo. As marcações eram de 10 em 10 centímetros, até os primeiros 2 metros e depois a cada 0,50 m, sendo comum o emprego de um cabo de 30 m. Isso era necessário, visto que as medidas de temperatura na massa de água superficial, considerando os primeiros 2 m, normalmente eram realizadas de 10 em 10 cm ou de 20 em 20 cm, para se ter um maior detalhamento na zona de contato ar/água e de maior movimentação da massa de água, por conta da ação do vento. A partir dos 2 m as medidas eram distanciadas a cada 0,50 m, com os dados anotados em uma planilha por um segundo operador, já que o primeiro unicamente baixava a sonda e ditava os valores de profundidade e de temperatura. Esse equipamento não possuía sensor de pressão, para medir a profundidade, o que era feito acompanhando as marcações enquanto o cabo era baixado. Ainda hoje a empresa disponibiliza um modelo atualizado dessa sonda (Fig. 1.1c).

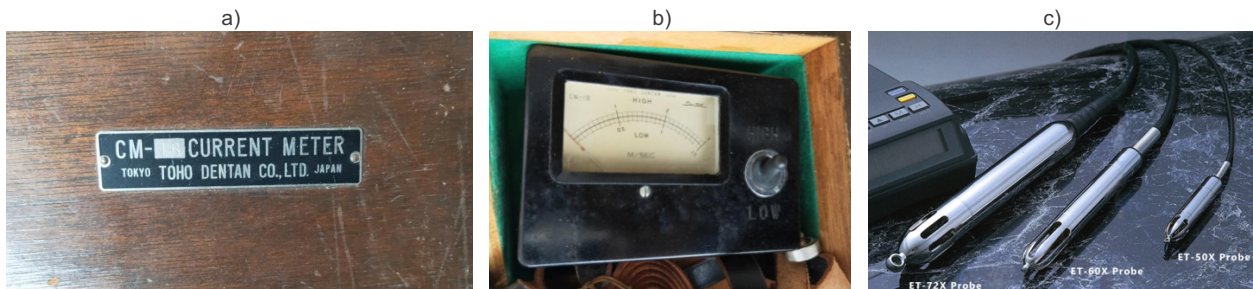


Figura 1.1: Tampa da caixa de um termistor Toho Dentan (a) e a tela analógica (b) para as leituras de temperatura. Em (c) são apresentados os modernos sensores da Toho Dentan (<https://www.dentan.co.jp/en/product/index.html#wqm>).

Antes da existência de sensores, como o *Toho Dentan*, para efetuar as medidas de perfis da temperatura das águas eram empregados os termômetros de inversão, acoplados a garrafas amostradoras de água, como a garrafa de *Nansen* (Fig. 1.2) (MOLLER; ABE, 2011). Segundo estes autores, ao ser colocada a garrafa na profundidade escolhida para a determinação da temperatura, após um período de estabilização, a quantidade de mercúrio que passa de um bulbo principal para o tubo de vidro é proporcional à temperatura desse local. Na inversão da garrafa que ocorre, a coluna é cortada na constrição e todo o mercúrio situado acima dessa, vai em direção ao bulbo menor. Assim, após a inversão, o bulbo menor torna-se a base da escala de leitura, onde os valores aumentam em direção ao bulbo maior. Uma vez que os termômetros estejam no laboratório, espera-se estabilizar para realizar a leitura, a qual é atingida quando os termômetros secundários marcarem a mesma temperatura ambiente do laboratório. A leitura normalmente é realizada com o uso de uma lupa e por dois observadores independentes. Eventuais diferenças nas leituras remetiam a uma nova rodada de leituras. Deste modo, as leituras de temperatura em perfil era um trabalho com certa complexidade e demorado, visto o subir e descer de garrafas para atingir todas as profundidades de interesse, mesmo com o emprego de múltiplas garrafas. Portanto, o uso de sensores trouxe avanços nas medidas dos perfis de temperatura da coluna de água, agilizando as tomadas de valores em campo e principalmente aumentando a precisão do perfil, visto que com as sondas é possível tomar dados em muitas profundidades, além das que seriam analisadas apenas pela garrafa de *Nansen*.

No final de 1980 surgiu no Brasil outro equipamento também fabricado no Japão. O modelo *U-10* da *Horiba* (Fig. 1.3) foi o mais amplamente adquirido por pesquisadores no país. Esse equipamento permitia efetuar perfis, não só da temperatura da água, mas também da condutividade elétrica, pH, turbidez, concentração de oxigênio dissolvido (OD) e salinidade, pois a sonda era constituída por seis sensores de leituras simultâneas e com 15 ou 30 m de cabo.

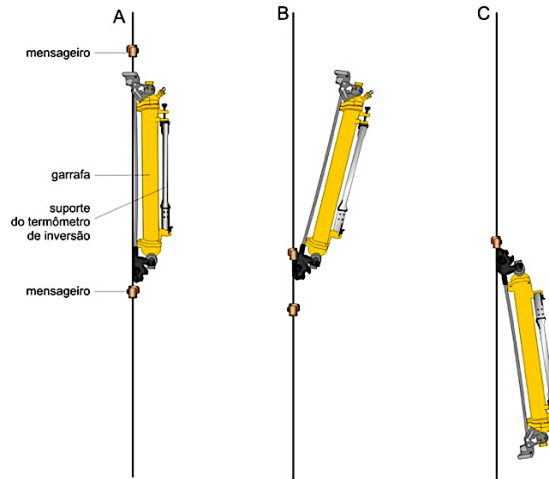


Figura 1.2: Esquema de fechamento de uma garrafa de Nansen. Um mensageiro desce e dispara o mecanismo superior (A), que se abre liberando a garrafa do cabo, que ao girar (B), libera o mensageiro, que disparará a garrafa seguinte; e em (C) a garrafa está totalmente invertida, adaptado de Dietrich *et al.* (1980) apud Moller; Abe (2011).

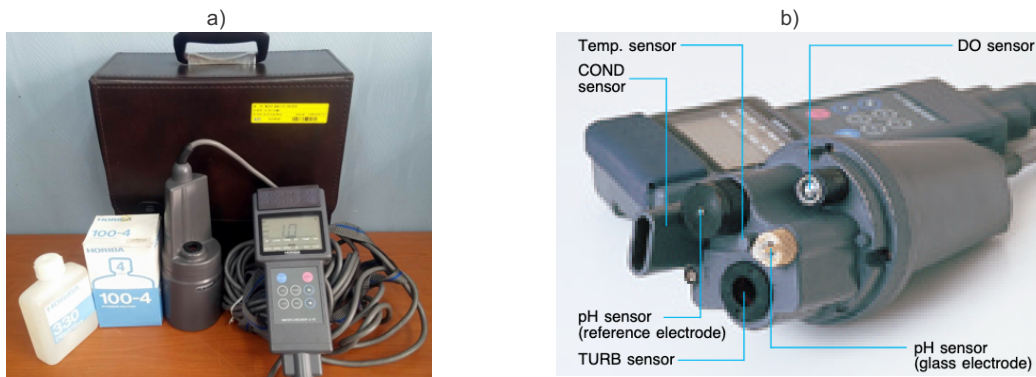


Figura 1.3: Sonda Horiba U-10, a caixa (a) com todo o equipamento, inclusive com o líquido de calibração (<https://www.soriaudio.com>), (b) o corpo da sonda com indicações dos sensores (<https://www.sciencedirect.com/topics/earth-and-planetary-sciences/analytical-equipment>).

A exceção da temperatura da água, em decorrência do emprego do termistor *Toho*, para a determinação dos demais parâmetros, antes da existência da sonda *Horiba U-10*, as amostras de água dos reservatórios estudados eram coletadas em poucas profundidades. Após as coletas, as amostras de água bruta eram processadas em laboratório o mais rapidamente possível, analisadas diretamente com sensores de bancada ou por meio de análises químicas, como para as determinações das concentrações de clorofila e das séries de nitrogênio e fósforo (totais e dissolvidos), por exemplo. Para a clorofila e as séries de nitrogênio e fósforo, da mesma forma como ainda hoje é executado, não há obrigatoriedade de serem analisadas imediatamente, visto existirem procedimentos para preservar as amostras, o que permite efetuar as análises em outro momento. No entanto, o emprego da sonda *Horiba U-10* permitiu não somente detalhar o perfil da coluna de água, pela possibilidade de analisar um elevado número de pontos ao longo da massa de água, mas também permitiu ter em mãos os valores em praticamente tempo real. É extremamente valioso para o pesquisador, enquanto está no próprio barco, ter a sua disposição a maior quantidade possível de informações da massa de água. Esse maior conjunto de dados permite à equipe melhor definir a estratégia de amostragem, coletando amostras em profundidades específicas.

De todo modo, a sonda *Horiba U-10* tinha um custo competitivo e cada vez mais se tornou comum nos grupos de Limnologia brasileiros. Sua grande vantagem foi possuir vários sensores em um único corpo de sonda, mas a possibilidade de executar perfis mais detalhados de OD foi o sensor que mais chamou a atenção. Até então,

as concentrações de OD na coluna de água só podiam ser determinadas em laboratório e nunca em tempo real. Para as determinações de OD, as amostras de água eram coletadas nas poucas profundidades de interesse e determinadas as concentrações através do clássico método de *Winkler*, de mais de 100 anos. Segundo este método, após a coleta a amostra de água bruta era rapidamente e cuidadosamente transferida para um frasco escuro especial (Fig. 1.4a) e fixada com dois reagentes, como meio de preservar a concentração de OD no momento da coleta. Posteriormente em bancada, uma alíquota dessa amostra fixada (100 ml) era titulada (Fig. 1.4b) e só após os cálculos seguintes era possível ter a concentração de OD e sua porcentagem de saturação à temperatura da amostra. Este procedimento deixava os trabalhos de campo demorado, visto que de cada frasco ainda eram tituladas amostras em réplica. Apesar das células amperométricas de *Clark*, empregadas nos sensores de OD, não terem boa reprodutibilidade, a facilidade, a rapidez das medidas e em tempo real trouxeram avanços para os trabalhos de campo. Principalmente, permitiu maior detalhamento da coluna de água. Entretanto o uso da sonda, também agilizou os trabalhos de laboratório, já que a demorada etapa de titulação podia ser descartada, na medida do interesse, pelo emprego da sonda, além de também não mais ser necessário determinar os demais parâmetros em bancada, já obtidos diretamente em campo. Por outro lado, o trabalho de campo ficou mais demorado, pois para cada profundidade era necessário passar ao segundo operador ao menos dados de 5 sensores, já que os valores de salinidade normalmente não eram empregados para as águas doces.

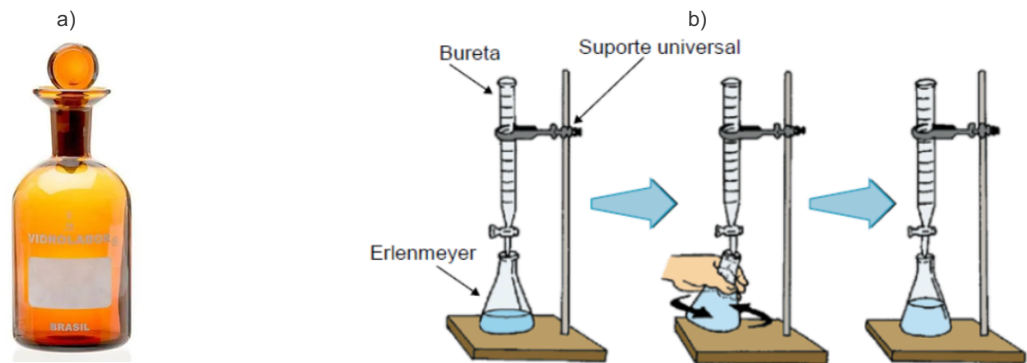


Figura 1.4: Frasco de vidro âmbar (a), com fundo chato com um gargalo tipo chapéu com rolha de vidro esmerilhada antigotas, empregado nas análises das concentrações de oxigênio dissolvido (<https://www.dsylab.com.br>). Esquema com os procedimentos para a titulação (<https://www.coladaweb.com/quimica/quimica-inorganica/titulacao>).

Além do *Horiba U-10*, na década de 90 do século passado, também surgiram sondas de boa qualidade de outra empresa, como os modelos multiparâmetros disponibilizados pela *YSI* (<https://www.ysi.com/>), mas não discutidos neste documento. No presente, a *Horiba* comercializa a sonda *U-50*, um modelo muito semelhante ao *U-10*, mas hoje com *GPS* e sensor de profundidade incorporados.

NOVOS EQUIPAMENTOS

Hoje temos outros equipamentos com múltiplos sensores e muitos mais sofisticados e práticos para efetuar as medidas em perfis, quando comparados com aqueles empregados na década de 1990. Entre estes equipamentos pode ser citado o *CTD*, como os da empresa *Sea-Bird* (<https://www.seabird.com/>) (Fig. 1.5), um anacrônico para *Conductivity, Temperature e Depth*. Um *CTD* é um equipamento configurável, constituído de uma gaiola de metal, onde são instalados os sensores e, na dependência dos sensores instalados, que podem ser mais de uma dezena, pode custar próximo de US\$ 100.000,00. Este equipamento tem a vantagem de ter autonomia, isto é, por possuir bateria acoplada que desce junto com o equipamento, poderá atingir as regiões mais profundas de todos os reservatórios brasileiros, já que pode ser lançado até profundidade superiores a 100 m. Ao configurar o *CTD* também é possível definir o período de tomada de dados. Ao ser baixado, os dados são armazenados em um *datalogger* presente no corpo da sonda. Após realizar o perfil, preferencialmente com auxílio de um guincho, ainda no barco, o *CTD* poderá ser acoplado a um computador, que quase em tempo real, permitirá ver em detalhes os perfis de cada um dos sensores utilizados. Com base nesses perfis, segundo os objetivos do projeto, podem ser definidas as profundidades de coletas, como na profundidade do pico de ficocianina ou de clorofila, por exemplo. Caso seja de interesse, o *CTD* poderá descer acoplado a um cabo, que conectado ao computador, permitirá observar os mesmos dados, mas desta vez em tempo real. Em virtude do custo extra do cabo, que também não é desprezível, é mais interessante empregá-lo acoplado unicamente à bateria.

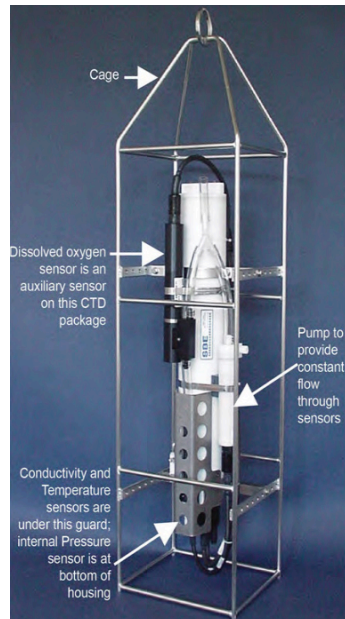


Figura 1.5: Uma unidade do CTD da Sea-Bird (<https://www.seabird.com>).

O *CTD* é um equipamento muito interessante, mas no presente pouco utilizado no Brasil, sendo muito mais comum o seu uso nos grupos de pesquisas americanos e europeus, pois sua aquisição e manutenção são caras. No entanto, hoje há outros equipamentos similares e de boa qualidade, a preços bem mais competitivos, que também permitem obter perfis dos mesmos parâmetros embarcados em um *CTD*. Entre estes equipamentos, podem ser citados os modelos *C3* (Fig. 1.6) e o *C6P*, da *Turner* (<https://www.turnerdesigns.com>), e o *Aqua Troll 500* (Fig. 1.7), da *In-situ* (<https://in-situ.com/en/>), ambas sondas multiparamétricas configuráveis.

O *C3* da *Turner* poderá ter três sensores embarcados e seis sensores para o novo modelo *C6P*, sendo que são nativas as determinações da temperatura da água para ambos os modelos. Estas sondas também podem ser adquiridas com sensor de pressão, para as determinações de profundidade, mas sem comprometimento no número de sensores. Assim, é possível ter cinco sensores embarcados para um *C3* e oito para o *C6P*. Até recentemente a *Turner* disponibilizava o modelo *C5*, que permitia ter embarcado sete sensores. Para os trabalhos de Limnologia, que visam o monitoramento da qualidade da água em perfil, para o *C3* são interessantes os sensores de turbidez e os que determinam as concentrações de clorofila e de ficocianina. Na Tab. 1.1 pode ser observada a lista de sensores disponíveis para instalação nas sondas. Como um *CTD*, o *C3* poderá ser utilizado de modo autônomo até 600 m de profundidade e após as medidas, ainda no barco, ter os dados visualizados em um computador. Apesar de o *C3* não ser um equipamento recente, não é um equipamento rotineiro na maioria dos grupos de pesquisa no Brasil e o principal motivo pode ser o preço, na casa de US\$ 10.000,00, quando considerado um *C3* com os três sensores listados acima, sua bateria e os cabos de conexão para carregar a bateria e se conectar ao computador. Para conectar o *C3* ao computador, ainda é necessária uma saída *RS232*, no entanto, a empresa fez uma pequena atualização, e a conexão da sonda com o computador agora também conta com uma saída *USB*, facilitando a conexão com os computadores mais recentes.

Após os trabalhos de campo, ao conectar o *C3* diretamente ao computador, empregando um cabo e *software* próprios, é possível subir os arquivos salvos no equipamento, no formato *CSV* (Fig. 1.8a). Neste manuscrito não são tecidos comentários sobre os procedimentos informados pela empresa para ligar o equipamento e iniciar a tomada de dados e nem mesmo como posteriormente subir os dados tomados em campo.

Cabe considerar que, ao subir os arquivos do *C3*, verifica-se que este disponibiliza os dados como sinais elétricos (Fig. 1.8a). Deste modo, para cada sensor ainda é adequado providenciar uma curva padrão para relacionar os sinais elétricos com os respectivos valores de turbidez e das concentrações de clorofila e de ficocianina, quando estes sensores estão instalados. Assim, este fato também pode ser considerado um fator de desestímulo ao uso desse equipamento, já que não disponibiliza dados prontos para uso. Como o *CTD*, o *C3* pode

ter configurado o tempo de aquisição de dados, como a cada 1 segundo, por exemplo. O C3 tem uma boa capacidade no seu *datalogger*, permitindo guardar dados de dezenas de perfis, mas com uma desvantagem, pois ao deletar os arquivos guardados, todos os arquivos serão eliminados simultaneamente, não sendo possível deletar só os arquivos de interesse. O C3 também é um equipamento fechado para a sua operação, isto é, após ser ligado e baixado, o operador não tem acesso aos dados até o momento que sobe o arquivo para um computador.



Figura 1.6: Corpo de uma sonda C3 da Turner com o copo de proteção dos sensores (a), o corpo do C3 sem o protetor, sendo possível observar os três sensores e o modelo C6P (<https://www.turnerdesigns.com>).



Figura 1.7: Corpo da sonda Aqua Troll 500, com sensores instalados (a), da In-Situ, com a interface para conexão Bluetooth (b) e alguns sensores para substituição (c) (<https://in-situ.com/en/>).

Tabela 1.1: Lista de sensores disponibilizados pela Turner para instalação nas sondas C3 e C6P (<https://www.turnerdesigns.com>)

P/N	Application	MDL	Linear Range	LED (CWL)	Excitation	Emission	Solid Standard
2300-251	CDOM/FDOM	0.1 ppb* 0.5 ppb**	0-1,500 ppb* 0-3,000 ppb**	365 nm	325/120 nm	470/60 nm	2300-902
2300-200	Chl <i>in vivo</i> (Blue Excitation)	0.03 µg/L	0-500 µg/L	460 nm	465/170 nm	696/44 nm	2300-901
2300-203	Chl <i>in vivo</i> (Red Excitation)	0.3 µg/L	>500 µg/L	635 nm	≤ 635 nm	> 695 nm	2300-901
2300-220	Fluorescein Dye	0.01 ppb	0-500 ppb	460 nm	400/150 nm	545/28 nm	2300-901
2300-253	Oil - Crude	0.2 ppb**	0-1,500 ppb**	365 nm	325/120 nm	410-600 nm	2300-902
2300-255	Oil - Fine (Refined Fuels)	0.4 ppm***	0-20 ppm***	255 nm	≤ 290 nm	350/50 nm	2300-902
2300-252	Optical Brighteners for Wastewater Monitoring	0.6 ppb **	0-2,500 ppb **	365 nm	325/120 nm	445/15 nm	2300-902
2300-231	Phycocyanin (Freshwater Cyanobacteria)	2 ppb ^{PC}	0-4,500 ppb ^{PC}	590 nm	590/30 nm	≥ 645 nm	2300-901
2300-230	Phycocerythrin (Marine Cyanobacteria)	0.1 ppb ^{PE}	0-750 ppb ^{PE}	525 nm	515-547 nm	≥ 590 nm	2300-901
2300-250	PTSA	0.1 ppb**	0-650 ppb**	365 nm	325/120 nm	405/10 nm	2300-902
2300-210	Rhodamine Dye	0.01 ppb	0-1000 ppb	530 nm	535/60 nm	590-715 nm	2300-901
2300-256	Tryptophan for Wastewater Monitoring	3 ppb	5,000 ppb	275 nm	-	350/55 nm	2300-902
2300-240	Turbidity	0.05 NTU	0-1,500 NTU	850 nm	850 nm	850 nm	N/A

* Quinine Sulfate

** PTSA (1,3,6,8-Pyrenetetrasulfonic Acid Tetrasodium Salt)

*** BTEX (Benzene, Toluene, Ethylbenzene, Xylenes)

^{PC} Phycocyanin pigment from Prozyme diluted in Deionized water

^{PE} Phycocerythrin pigment from Prozyme diluted in Deionized water

A *Troll 500* é um equipamento bem mais recente do que um C3, oferecendo algumas novidades. Entre elas, podem ser citadas uma conexão via *Bluetooth* para conectar o corpo da sonda diretamente a um *tablet*, celular ou computador, por meio de um *software* próprio, não empregando a clássica saída *RS232* para essa finalidade. No

entanto, para as medidas de perfil, este equipamento só funciona por meio de um cabo acoplado ao corpo da sonda e a uma interface que permanece fora da água (Fig. 1.7b), e que não pode molhar, comunicando-se com o operador via *Bluetooth*. Enquanto a sonda é baixada, é possível em tempo real observar na tela do *tablet* (Fig. 1.8b) os dados por sensor e posteriormente salvar tudo em um único arquivo. Durante este processo, caso esteja empregando dados móveis de uma companhia telefônica, é possível obter as coordenadas geográficas do ponto de coleta e, ao fechar o arquivo, imediatamente enviá-lo por e-mail, mas é possível reabrir o arquivo já salvo no *tablet* para posteriormente enviá-lo. Além disso, o próprio *software* é bem amigável e intuitivo para o uso rotineiro. Nele há uma interessante funcionalidade, que permite deixar uma marca amarela em uma linha da planilha (Fig. 1.8b), bastando apertar um botão enquanto as medidas são efetuadas. Esta funcionalidade é muito útil, pois é possível marcar o momento de início e finalização da tomada de dados, ou mesmo a cada metro de profundidade, enquanto a sonda é baixada.

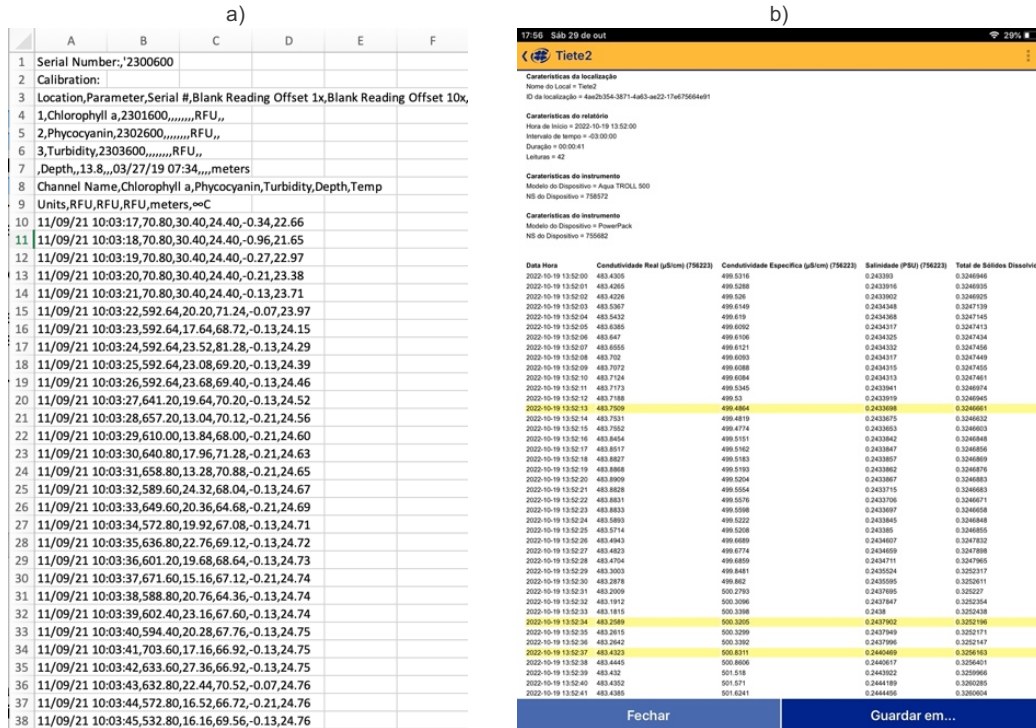


Figura 1.8: Cópias de planilhas do C3 aberta no Excel (a) e da Troll 500 (b) aberta em um tablet.

Quanto ao modelo *Aqua Troll 500*, da mesma forma que o *C3*, também é configurável, com a possibilidade de adicionar no máximo quatro diferentes sensores ao corpo principal da sonda. Recentemente a empresa disponibilizou novos modelos, o 700 e 800, que permitem seis sensores. A profundidade, avaliada com o sensor de pressão não é nativa e é possível adquirir a sonda sem esse sensor. No entanto, caso o sensor de pressão acompanha o corpo da sonda, as quatro portas permanecerão livres para instalar os sensores de interesse.

No presente há onze diferentes sensores disponíveis para acoplar à *Troll 500* (<https://insitodobrasil.com.br/produtos/sonda-de-qualidade-de-agua-multiparametros-agua-troll-500>), e para os trabalhos rotineiros os mais interessantes são: clorofila, ficocianina, turbidez, oxigênio dissolvido, *pH* e *ORP* e de temperatura/conductividade. Este último sensor permite determinar a temperatura da água, a condutividade real e específica, a salinidade, os teores de sólidos totais dissolvidos, a resistividade e a densidade da água. Com os valores de densidade da água e de temperatura é possível calcular de modo mais agilizado a resistência térmica relativa (*RTR*) (Fig. 1.9), sem a necessidade de a enfadonha busca de dados de densidade em uma tabela, o que também facilita estimar a zona de mistura, definida como sendo a camada de água que se estende desde a superfície até a zona em que a diferença de densidade de água passa a ser menor ou igual a 0,02 kg.m⁻³ (REYNOLDS, 1988).

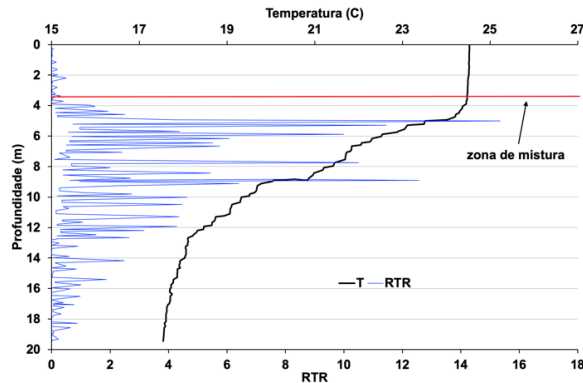


Figura 1.9: Resistência térmica relativa (RTR) e temperatura da água (T) do reservatório de Atibainha (Sistema Cantareira, SP), em 09/11/2021. A linha em vermelho representa a zona de mistura.

Para a *Troll 500* estão disponíveis interessantes sensores de nitrato e de amônia, que têm boa resolução para medidas em águas brutas, particularmente para as águas mais eutróficas, além de outro sensor para rodamina. Ao abrir a planilha da *Troll 500* verifica-se que para cada dado de oxigênio dissolvido, também estão disponibilizados os valores já calculados da porcentagem de saturação. Diferente do C3, para cada um dos parâmetros, a *Troll 500* já apresenta os dados nas respectivas unidades, como de graus Celsius para a temperatura, em $\mu\text{S/cm}$ para a condutividade elétrica e em mg/l para o OD, por exemplo. Também vale comentar que nas últimas décadas ocorreram avanços nos sensores empregados para a determinação de OD e no presente a *Troll 500* emprega sensor óptico, e não mais a célula de *Clark*, o que permite melhor reprodutibilidade nas medições de OD.

A *Troll 500* também tem outra vantagem, quando comparada com o C3 da *Turner*. Em recente cotação para importação direta, um modelo da *Troll 500* com 30 m de cabo, com sensores de turbidez, clorofila e ficocianina, foi cotado por cerca de US\$ 8000, uma diferença de quase US\$ 2000 em favor da primeira, com a mesma configuração. Outra vantagem da *Troll 500* diz respeito à calibração dos sensores. No momento de calibrá-los, as informações de calibração são armazenadas no corpo do próprio sensor e não no corpo da sonda. Isso implica ser possível ter um único corpo de sonda e trocar os sensores em campo para efetuar seguidos perfis, pois os sensores já se encontram calibrados. No entanto, o mais indicado é ter duas sondas e descê-las conjuntamente, para medições no mesmo instante, evitando assim, diferenças decorrentes de medidas efetuadas em tempos distintos.

Ambas as sondas, o C3 e a *Troll 500*, discutidas neste manuscrito, não mais necessitam de um segundo operador durante a realização dos perfis, pois os dados são automaticamente salvos em seus respectivos *dataloggers*. Também podem ser descidas de maneira conjunta, o que agiliza as tomadas de dados e permite um excelente detalhamento dos perfis (Fig. 1.10).

Com base no exposto acima, para a maioria dos usos rotineiros é possível considerar a compra de uma *Troll 500* com medida de profundidade e oito diferentes sensores. Também pode ser considerado adquirir uma *Troll 500* com medidor de profundidade e outra sem esse sensor, e combinar os oito sensores nessas sondas. Uma sonda com *pH*, *CE*, OD e *pH/ORP* e 30 m de cabo sai por volta de US\$ 5.000,00, lembrando que todos os valores apresentados são para importação direta. Quando em uso, as duas sondas poderiam ser baixadas concomitantemente e uma delas empregaria as medidas de profundidade da outra sonda, desde que utilizadas as mesmas configurações de data e horário em ambos os equipamentos. Como vantagem sobre a *Troll 500*, o C3 não tem limitação de profundidade de medida, pois poderá ser baixado em todos os reservatórios brasileiros. Já a *Troll 500* só disponibilizará dados até o comprimento máximo do cabo adquirido, que para uso na grande maioria dos reservatórios brasileiros, poderá ser de 30 m ou de 50 m.

Soma-se também, que as medidas em perfil, tomadas com tempo de resposta a cada 1 segundo, permitem obter perfis muito detalhados da coluna de água, impensável até meados de 1980. Na Fig. 1.10 é possível observar os perfis para três reservatórios brasileiros, os reservatórios de Barra Bonita, Jaguari e Atibainha (São Paulo), efetuados com as sondas C3, com os sensores de turbidez e das concentrações de clorofila e de ficocianina, e uma *Troll 500*, com os sensores que medem a temperatura, condutividade elétrica, *pH* e o OD.

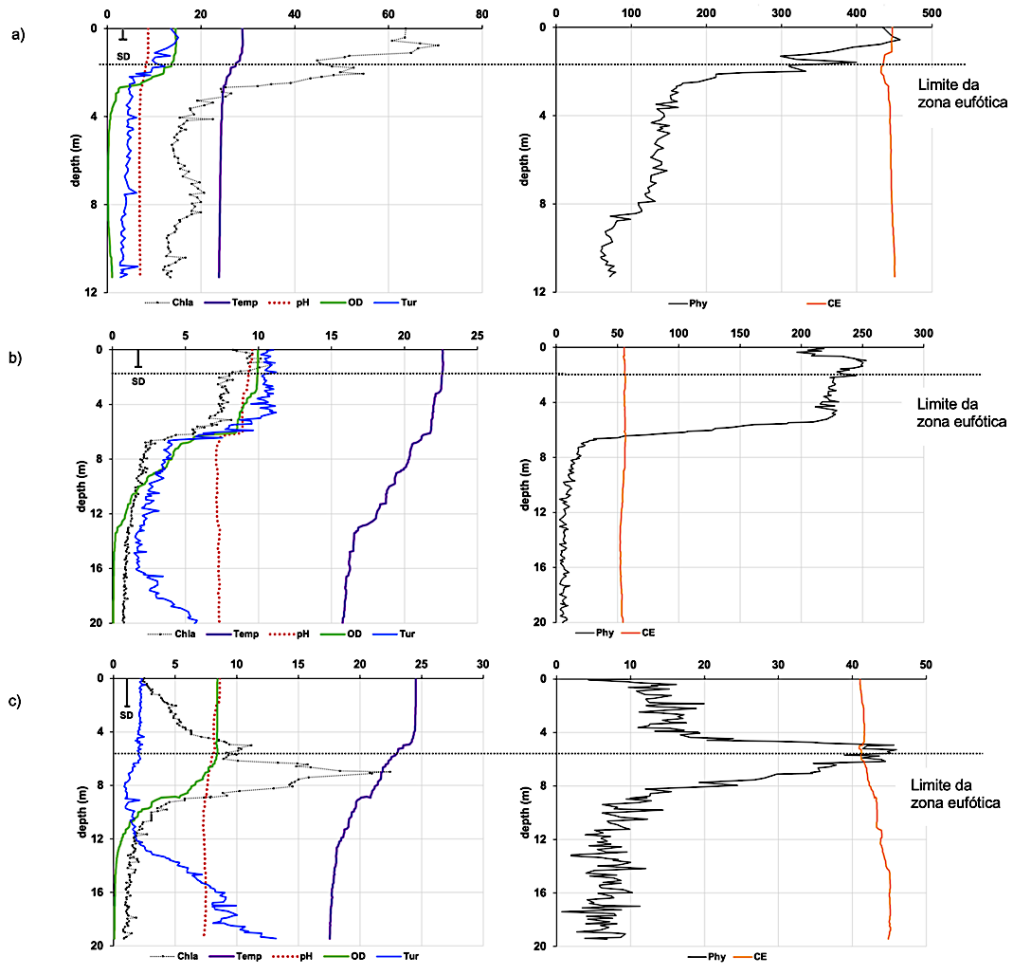


Figura 1.10: Perfis de temperatura (Temp, °C), pH, condutividade elétrica (CE, $\mu\text{S}/\text{cm}$) e concentrações de oxigênio dissolvido (OD, mg/l), turbidez (Tur, NTU), clorofila (Chla, $\mu\text{g}/\text{l}$) e ficocianina (Phy, $\mu\text{g}/\text{l}$) e profundidade do disco de Secchi (SD, m), (a) para o reservatório de Barra Bonita (23/11/21), (b) para reservatório Jaguari (6/10/21) e (c) para reservatório o reservatório Atibainha (9/11/21). Linha pontilhada (.....): limite da zona eufótica ($\text{SD} * 2,7$). C3 – Chla, Phy e Tur; Troll 500 – Temp, CE, OD e pH. Fonte: Marcelo Pompêo - dados não publicados.

O C3 e a *Troll 500*, pela sua portabilidade, podem efetuar análises em perfil em uma dezena de estações de coletas em um único dia, mas também podem ser empregadas de modo fixo e em funcionamento por vários dias consecutivos. Neste caso, para ambas as sondas, é importante adquirir uma escovinha, que em contínuo movimento, retira os resíduos depositados nos sensores. Na dependência do tempo de permanência da sonda, não haverá a necessidade de medidas tão detalhadas, como as tomadas em perfil, a cada 1 segundo. No modo fixo o tempo de resposta poderá ser superior, como a cada 30 segundos. Além disso, ambas as sondas podem ser utilizadas com o barco em movimento, que em baixa velocidade e em conjunto com um *GPS*, permitem realizar amostragens da água superficial em transectos, tomando amostras em centenas de pontos da massa de água em um mesmo dia. Posteriormente, trabalhando em um ambiente georreferenciado, empregando técnicas de geoestatística, é possível gerar múltiplos mapas temáticos da qualidade da água superficial para cada parâmetro analisado ou mesmo empregando algoritmos para validar as estimativas de concentrações de clorofila e de ficocianina, por meio de imagens de satélites, como será discutido em outro tópico neste documento.

Portanto, hoje existem equipamentos e tecnologias que não estavam disponíveis até final do século 20 e a um custo competitivo. Estes novos equipamentos e tecnologias permitem pensar em outras estratégias de

monitoramento da qualidade da água, seja em perfis ou mesmo só para a água superficial, com tomada de dados em inúmeras estações de coletas e concomitantemente analisando uma dezena de parâmetros.

OUTROS EQUIPAMENTOS E APLICATIVOS

As sondas modernas empregadas nos levantamentos em perfil da coluna de água são equipamentos fundamentais nos estudos da massa de água de reservatórios, mas além desses, outros equipamentos também trouxeram novidades aos estudos limnológicos.

Um destes equipamentos foi o computador pessoal. Inicialmente o computador era principalmente empregado para trabalhos de escritório, como cálculos e digitação de textos. Os primeiros modelos eram grandes, pesados e necessitavam de um grande monitor para fazer a interface com o usuário e nada portáteis. Hoje os computadores mais utilizados são os portáteis, os *notebooks*. Estes são pequenos, leves e com baterias de alta durabilidade. Deste modo, passaram a ser muito empregados, inclusive nos trabalhos de campo e cada vez mais necessários para o funcionamento dos equipamentos de laboratório e campo. Embarcados, os *notebooks* permitem ver os perfis da coluna de água quase em tempo real, para aquelas sondas que descem de modo autônomo, com baterias. Para sondas conectadas ao próprio *notebook* ou *tablet*, outra importante inovação, as informações são observadas em tempo real. Deste modo, com base em critérios preestabelecidos, é possível empregar esses perfis para definir em quais profundidades tomar amostras, auxiliando na tomada de decisão, o que impacta positivamente na qualidade do trabalho, visando atingir os objetivos da pesquisa.

Além disso, os computadores pessoais, por meio de *softwares* diversos, permitem executar cálculos complexos em tempo recorde, sem a necessidade do uso de régua de cálculos ou de calculadoras científicas, que ficaram quase que obsoletas no presente. *Softwares* como o R, como é conhecido, dá ao usuário a possibilidade de tratar dados e elaborar gráficos empregando pacotes já estabelecidos, mas também permite que o próprio usuário gere alterações no código fonte, personalizando o aplicativo para atender aos interesses do trabalho. Além do R, há outros aplicativos, como o SNAP (*Sentinel Application Platform*), da Agência Espacial Europeia (ESA) (<https://step.esa.int/main/download/snap-download/>) ou o QGIS (https://qgis.org/pt_BR/site/), um Sistema de Informação Geográfica livre e aberto, estes dois últimos empregados na visualização, edição e análise de dados georreferenciados, que têm a possibilidade de utilizar o *Python* (<https://www.python.org/>), uma linguagem de programação de código fonte aberto para criar ferramentas de processamento.

Portanto, o computador pessoal e a infinidade de aplicativos hoje disponíveis dão aos usuários possibilidades infinitas para o tratamento dos dados, mas também para uma apresentação gráfica de qualidade. Antes do uso dos computadores, a preparação das figuras era feita à mão, quase sempre com régua e lápis, inicialmente em papel milimetrado, mono Log ou Log Log (Fig. 1.11), por exemplo, e só posteriormente eram passados à limpo em papel vegetal, com caneta à nanquim, por desenhista especializado (Fig. 1.12).

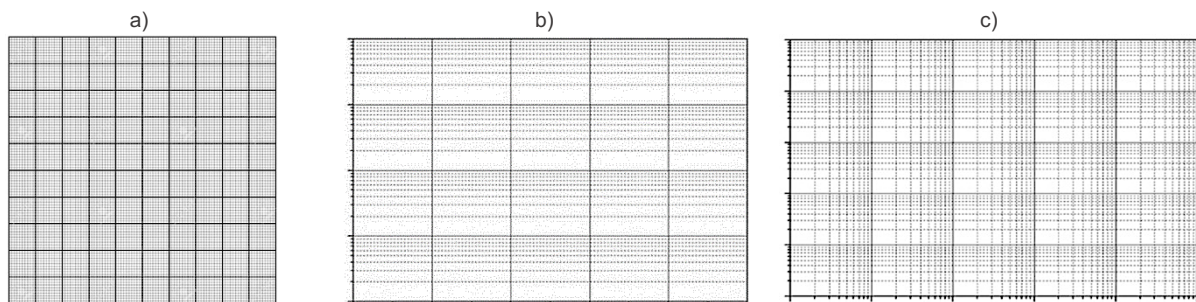


Figura 1.11: Papel milimetrado (a), semi-log e duplo log (<https://www.sbfisica.org.br/>).

Outro equipamento que também trouxe muitas facilidades e qualidade aos trabalhos de campo foi o *GPS*. O *GPS* é a sigla de uma expressão em inglês, *Global Positioning System*, significando Sistema Global de Posicionamento. Hoje trata-se de um equipamento portátil que permite obter com precisão a posição do operador, quanto maior a quantidade de satélites que o equipamento consegue trocar informações, para triangular a posição do usuário. Com o uso do *GPS* é possível retornar ao mesmo ponto de coleta com maior precisão, além de ser possível tomar medidas de posições de uma infinidade de pontos, o que permite elaborar sofisticados mapas

batimétricos de lagos e reservatórios. Na Fig. 1.13a é possível observar os transectos realizados na Lagoa da Pampulha e na Fig. 1.13b o levantamento batimétrico dessa lagoa em abril/2007, na cota de 800,6 metros (RESCK; BEZERRA NETO; PINTO-COELHO, 2007). Para esse trabalho os autores utilizaram um ecobatímetro *SonarLite* (OhmexLtd.) acoplado ao DGPS AgGPS 132 (Trimble Co.).

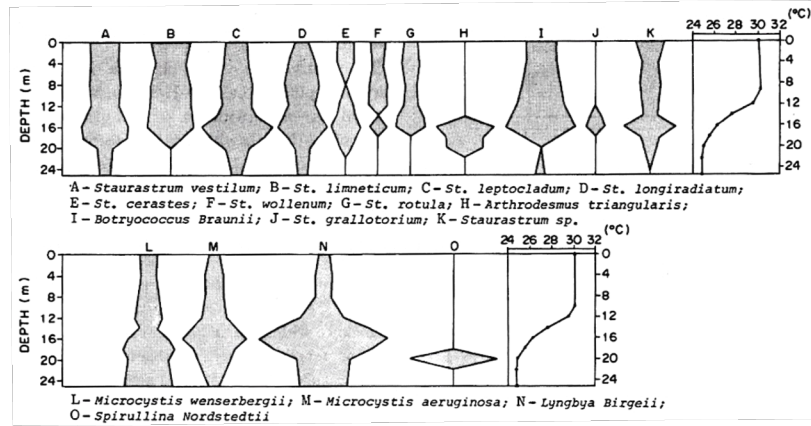


Figura 1.12: Desenho em perfil representando a distribuição vertical da densidade do fitoplâncton de rede na lagoa Dom Helvécio (Parque Estadual do Rio Doce, MG), em 3 de março de 1981, segundo Hino; Tundisi; Reynold (1986).

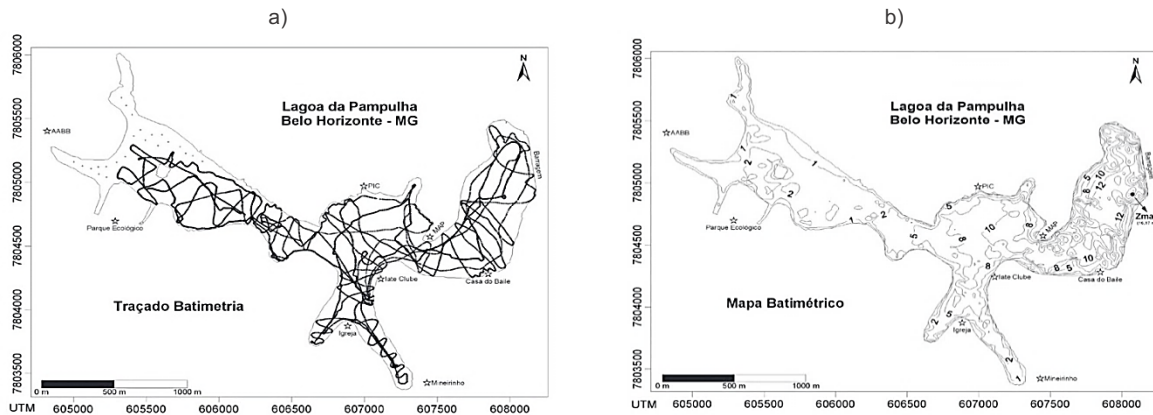


Figura 1.13 Os transectos realizados na Lagoa da Pampulha (a) o levantamento batimétrico dessa lagoa em abril/2007, na cota de 800,6 metros (b), modificado de Resck;Bezerra Neto; Pinto-Coelho (2007).

O GPS também é um equipamento essencial em SIG e para o sensoriamento remoto. Ele permite georreferenciar diversas estruturas presentes no terreno, visíveis nas imagens de satélites, como pontes, cruzamento de estradas, casas isoladas, por exemplo, empregadas para confrontar com as coordenadas destes pontos na imagem de satélite. Já para o sensoriamento remoto, é também fundamental para validar os algoritmos para estimar as concentrações de clorofila, por exemplo. Nas mesmas coordenadas do ponto de coleta obtidas pelo GPS, é possível retirar informações nas imagens de satélites para as bandas de interesse e relacionar suas reflectâncias com as concentrações de clorofila reais, medida em campo. Com o contínuo aumento no uso de *Vant* (Veículo aéreo não tripulado), o GPS é peça chave para trabalhar inúmeras abordagens, seja na agricultura, na estrutura fundiária e mesmo na avaliação da qualidade da água, entre outras possibilidades. Com o uso dos satélites Sentinel 2 (A e B), da ESA (https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-2), é possível ter um período de revisita de 5 dias, já o *Vant* pode ser utilizado a qualquer momento, o que não acontece com um satélite.

Portanto, o *GPS* passou a ser um equipamento básico e presente em qualquer trabalho de campo.

Antes do advento do *GPS*, para que fosse possível ter uma estimativa da localização geográfica de um dado ponto de coleta, era necessário buscar os marcos geodésicos da região (Fig. 1.14) e, por meio de triangulação com teodolito e trena, em campo, era determinada a posição do ponto de coleta. Também era possível fazer essa estimativa empregando mapas do *IBGE* (Fig. 1.15), ou outros. Estes mapas trazem as coordenadas de uma dada área e também por triangulação, era possível estimar a posição do ponto de coleta.



Figura 1.14: Chapa padrão IBGE para uso como marco geodésico (IBGE, 2008).

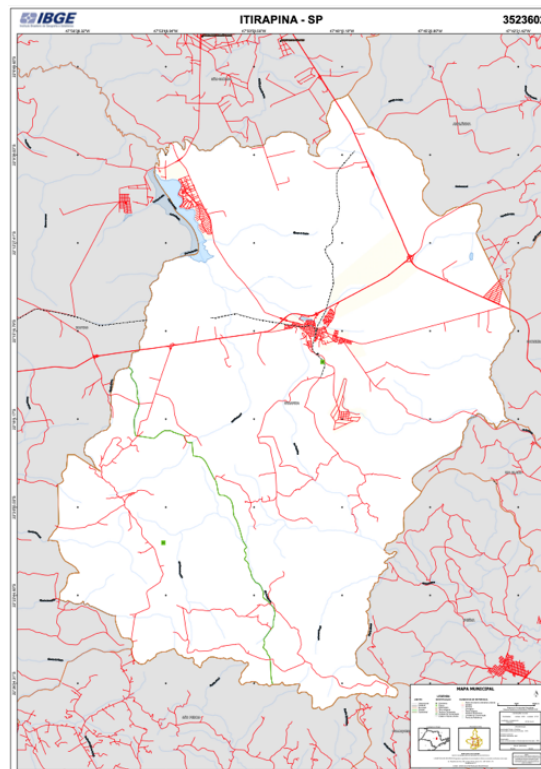


Figura 1.15: Mapa municipal de Itirapina, São Paulo (IBGE, 2020).

ESTUDOS DE CASOS

Ecologicamente reservatórios são sistemas de transição entre rios e lagos, mas não apenas no senso que são transformações de rios em lagos (MARCÉ, 2007), pois os rios continuam a exercer grande influência nos mesmos. De acordo com Kimmel; Lind; Paulson (1990) (Fig. 1.16), podem ser observadas três zonas teóricas nos reservatórios: *riverine*, *transitional* e *lacustrine*. Isso implica que os reservatórios podem ser estudados levando em consideração essa componente espacial horizontal, a fim de compreender a complexidade de sua estrutura e função.

Esta zonalização ocorre em função do barramento do rio principal, para a construção do reservatório, o que permite formar uma massa de água com um corpo alongado e geralmente estreito. Na Fig. 1.17 são apresentados exemplos de reservatórios brasileiros construídos em diversos rios. Deste modo, teoricamente é possível observar uma porção considerada rio, quase sempre muito distante da barragem principal e uma região mais lacustre, próxima à barragem e, entre eles, uma zona de transição. Nesse gradiente assim formado, segundo Kimmel; Lind; Paulson (1990), a zona de rio se apresenta com maiores turbidez e quantidades de material em suspensão, transportados pelas águas em movimento. Por conta disso, possui pouca profundidade da penetração da luz, com os processos de respiração maior do que a produção. Já na zona intermediária, há maior disponibilidade de luz, decorrente da sedimentação do material particulado, e menor turbidez, refletindo em uma zona eufótica mais profunda. Assim, na zona intermediária, espera-se que haja melhor relação entre luz e os nutrientes disponíveis para as algas. Desse modo, essa zona teórica é considerada a porção do reservatório com tendência de maior produtividade primária, isso porque na zona de rio os nutrientes estão disponíveis, mas não são aproveitados pelas algas devido à menor intensidade luminosa nessa porção. Já na zona da barragem, há maior disponibilidade de luz, mas não há muito nutriente disponível, sendo este já utilizado na zona intermediária ou estocado no sedimento após a morte dos organismos. Na zona da barragem o crescimento fitoplanctônico é restringido pelo excesso de luz na superfície (foto respiração) e por deficiência nutricional, decorrente das baixas concentrações de nutrientes. Assim, nesse gradiente teórico observado ao longo do eixo principal do reservatório, a zona mais distante da barragem tende a ter características mais lóxicas, enquanto que a zona próxima da barragem poderá apresentar características de ambiente lêntico.

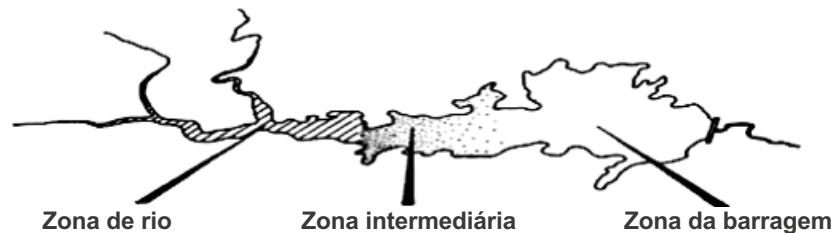


Figura 1.16: Zonas teóricas em um reservatório. Modificado de Kimmel; Lind; Paulson (1990).

Reservatório de Jurumirim

Em estudos desenvolvidos no reservatório de Jurumirim (São Paulo), Henry (1992; 1993) classificou o reservatório como oligotrófico, com estratificação térmica profunda, com a termoclina abaixo de 20 m de profundidade e muito estável para os anos de 1988 e 1989, com perfil clinográfico para OD. O reservatório apresenta um elevado tempo de residência, variando de 328 dias, calculado para os anos de 1988 e 1989 (HENRY, 1992) a 334 dias para o ano de 1991, mas variando de 184 a 600 dias (HENRY *et al.*, 2006). Construído em 1962, possui uma área de 484 km², na cota 579 m, um volume de $7,9 \times 10^9$ m³, largura máxima de 10,5 km, comprimento máximo de 30,75 km, profundidades máxima e média de 40 e 12,9 m, respectivamente e um perímetro de 1.115 km (HENRY, 1992).

Henry *et al.* (1998; 2006) estudaram a produtividade primária fitoplanctônica (PP, em mgC.m⁻².h⁻¹, método do C¹⁴, (VOLLENWEIDER, 1974 *apud* HENRY *et al.*, 1998) em perfis na coluna de água. Henry *et al.* (1998) realizaram estudos no ano de 1996, em estações de coletas distribuídas ao longo do corpo principal do reservatório e nos seus principais tributários (Fig. 1.18). De julho de 1992 a junho de 1995 (HENRY *et al.*, 2006) amostraram a zona da barragem, com coletas mensais e por três anos consecutivos. Em perfis na zona da barragem, Henry *et al.* (2006) não encontraram marcada relação da PP com as variáveis ambientais.

As análises estatísticas realizadas não demonstraram haver relação da variabilidade da PP com fatores hidrológicos tais como precipitação, nível e vazão de água e *washout*. Além disso, não foi observada, aparentemente, qualquer conexão com as condições nutritivas da água. Nesse estudo, a PP variou de 15 a 25 mgC.m⁻².h⁻¹, com uma média nos três anos de estudo de 21 ± 15 mgC.m⁻².h⁻¹, mas com um pico de 64,3 mgC.m⁻².h⁻¹, observado em outubro de 1993. Em outro trabalho, também na zona da barragem, Henry (1992) não observou nenhuma relação significativa entre os déficits reais (OAD) e relativos de oxigênio (ORD) com a transparência do disco de Secchi e as concentrações de clorofila *a* ou sólidos em suspensão.

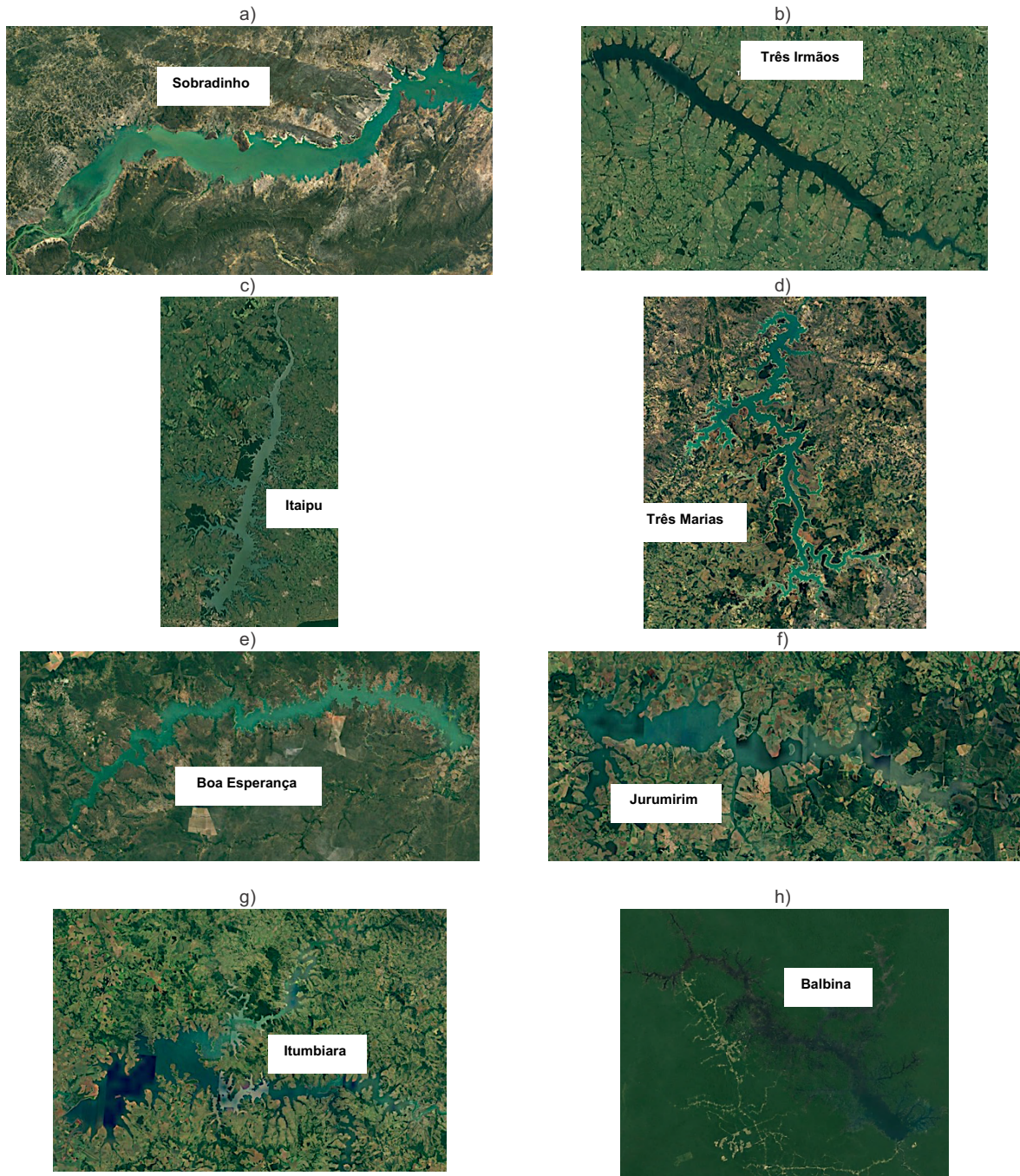


Figura 1.17: Alguns reservatórios brasileiros: Sobradinho (a), no rio São Francisco; Três Irmãos (b), no rio Tietê; Itaipu (c), no rio Paraná, Três Marias (d), no rio São Francisco; Boa Esperança (e), no rio Parnaíba; Jurumirim (f), no rio Paranapanema; Itumbiara (g), no rio Paranaíba e Balbina (h), no rio Uatumã. Imagens obtidas do *Google Earth Pro 7.3.6*.

Em quatro amostragens no ano de 1996, Henry *et al.* (1998) determinaram uma PP variando de 2,2 a 17,5 $\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, para as estações P1, P2 e P3. Estas estações estavam localizadas no corpo central do reservatório, no rio Paranapanema. P1 estava na porção considerada rio, P2, no início do reservatório e P3 na porção média do reservatório, logo após a ponte que corta o corpo principal do reservatório ao meio, na região da estrada que liga

as cidades de Itaí e de Avaré. Para P3 os valores por área (m^2) sugerem uma tendência de maior PP do que as observadas em P1 e P2, as zonas consideradas mais de rio e mais distantes da barragem (Fig. 1.19). Já os valores observados na barragem, em Henry *et al.* (2006), foram sempre muito superiores aos valores da PP observados por Henry *et al.* (1998), inclusive na zona de transição do reservatório, a estação P3. Em Henry *et al.* (2006), as concentrações médias de nitrato, ortofosfato e amônio foram em torno de 700, 190 e 350 $mg.m^{-2}$, para os dois primeiros anos de estudo, respectivamente. Já para Henry *et al.* (1998), as concentrações encontradas foram muito mais baixas, da ordem de 31 $mg.m^{-2}$ a um pico de 413 $mg.m^{-2}$ para nitrato, de ordem da 4 a 91 $mg.m^{-2}$ para ortofosfato e de 12 a 116 $mg.m^{-2}$ para o amônio. Provavelmente a menor disponibilidade de nutrientes deve ter sido o fator determinante para a baixa PP observada por Henry *et al.* (1998), quando comparado com os valores observados na zona da barragem por Henry *et al.* (2006).

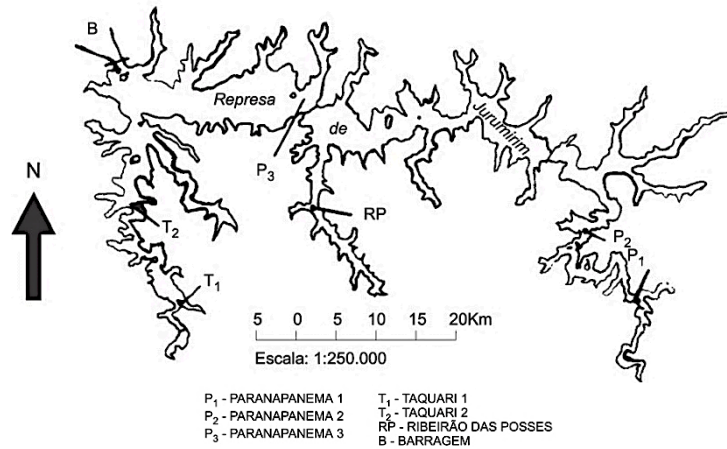


Figura 1.18: Estações de coletas no reservatório de Jurumirim estudadas por Henry *et al.* (1998).

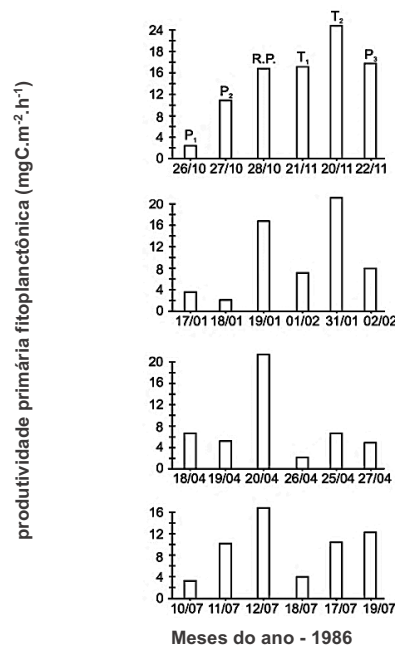


Figura 1.19: Variações espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na Represa de Jurumirim (São Paulo, Brasil), modificado de Henry *et al.* (1998).

Relativo aos perfis de temperatura e de OD (Fig. 1.20), Henry *et al.* (1998) verificou que normalmente em P1 e P2 não ocorria uma marcada estratificação térmica, quando comparado com P3. Essa maior homogeneidade na temperatura na massa de água em P1 e P2, quando comparado com P3, provavelmente deve ser reflexo da maior velocidade da corrente na parte mais alta do reservatório, sob influência do rio Paranapanema.

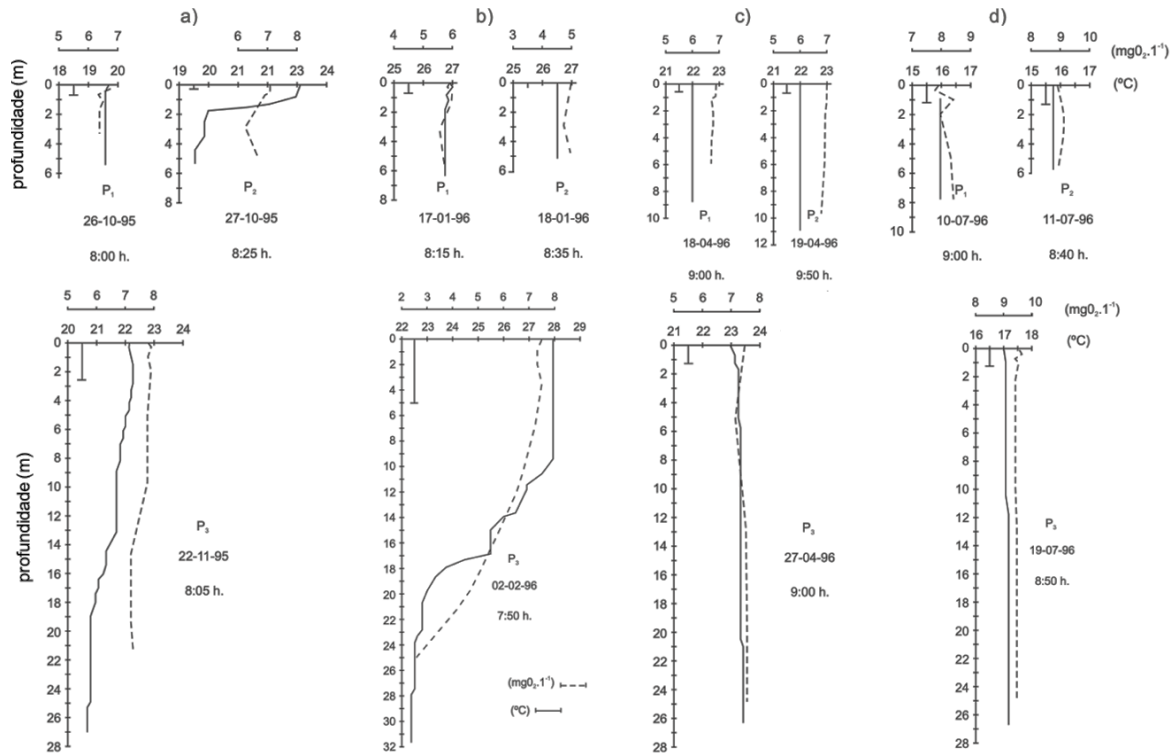


Figura 1.20: Perfis de temperatura e oxigênio dissolvido na água e transparência do Disco de Secchi em três estações de coletas (P1, P2 e P3) no reservatório de Jurumirim. a) outubro de 1995; b) em janeiro de 1996, c) em abril de 1996 e d) em julho de 1996. Modificado de Henry *et al.* (1998).

Reservatório de Itupararanga

Estudando 20 estações de coletas distribuídas ao longo do reservatório de Itupararanga (Ibiúna, São Paulo) e em duas épocas do ano, Pedrazzi *et al.* (2013) encontrou marcada diferença entre a parte alta, mais próxima à entrada do rio principal, quando comparado com a zona da barragem (Fig. 1.21). Na parte alta foram observadas tendências de maiores concentrações de clorofila e de fósforo total, representando uma condição eutrófica, quando comparado com a região da barragem, considerada mesotrófica. Segundo os autores, este fato está diretamente ligado ao rio Sorocaba, que sofre muitos impactos em sua bacia hidrográfica. Além disso, antes de desaguar no reservatório, o rio Una, outro tributário do reservatório, na época do estudo recebia quase 100% dos efluentes domésticos e industriais sem tratamentos oriundos da cidade de Ibiúna. Ainda, segundo os autores, os rios Sorocabuçu e Sorocamirim não passam por nenhum centro urbano. No entanto, esses rios recebem poluentes difusos devido às culturas hortícolas (repolho, alface, batata e tomate, entre outros) e à presença de pequenas aldeias ao longo da sua extensão e à pecuária. No presente, com uma população estimada em 80.000 habitantes, a cidade de Ibiúna continua com uma sólida deficiência no saneamento básico, visto que cerca de 65.000 habitantes ainda não têm o seu esgoto coletado (<https://www.aquasaneamento.org.br/municipios-e-saneamento/sp/ibiuna>), sendo importante destacar que deste contingente 52.000 habitantes residem na zona rural. Pompêo e colaboradores (Capítulo 7 deste livro), trabalhando com imagens Sentinel 2 nas estimativas das concentrações de clorofila na massa de água superficial do reservatório, corroboram o observado por Pedrazzi *et al.* (2013), pois também observaram acentuada heterogeneidade espacial horizontal neste reservatório, para os

anos de 2015 a 2018, sendo a zona da barragem menos eutrófica, em comparação com a parte superior, mais próxima da entrada do rio principal.

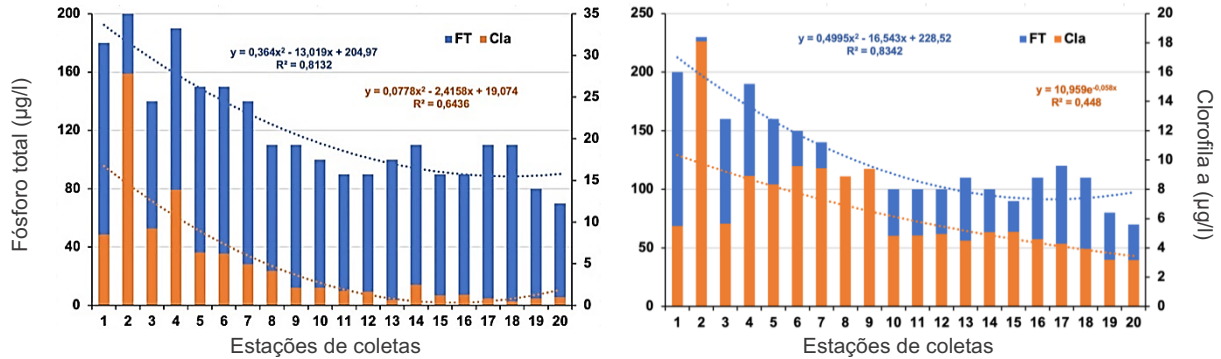


Figura 1.21: Concentrações de fósforo total (FT) e de clorofila a (Cla) em 20 estações de coletas no reservatório de Itaparanga, para janeiro (a) e agosto (b) de 2007, com suas respectivas curvas de tendência. Modificado de Pedrazzi *et al.* (2013).

Reservatório Billings

O reservatório Billings é o maior reservatório de água da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Visando avaliar a qualidade de suas águas superficiais, no ano de 2004 foram analisadas 20 estações de coletas distribuídas ao longo do reservatório (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2014) (Fig. 1.22). Os resultados sugerem que o reservatório apresenta sinais de degradação da qualidade da água, com elevados teores de clorofila *a*. A Análise de Componentes Principais forneceu nítida separação dos braços formadores do reservatório em sete compartimentos (Fig. 1.22b): 1) região de Pedreira, sob influência das águas do rio Pinheiros, apresentou elevados teores de nutrientes e clorofila *a*; 2) região do Corpo Central e Bororé, sob influência das águas provenientes de Pedreira, apresentou elevados teores de sólidos totais; 3) região do Taquacetuba, partes do Taquacetuba e Capivari, sob influência da variável amônio; 4) região do Summit Control, Riacho Grande, partes do Taquacetuba e Capivari, sob influência da variável amônio; 5) Braços Capivari e 6) Rio Pequeno apresentaram os menores teores de clorofila *a* e nutrientes; 7) Braço Rio Grande, constantemente submetido à aplicação de algicidas, isolado do restante do reservatório. Segundo os autores, a compartimentação do reservatório Billings deve-se principalmente à sua conformação dendrítica, associada às atividades antrópicas, como a ocupação do seu entorno.

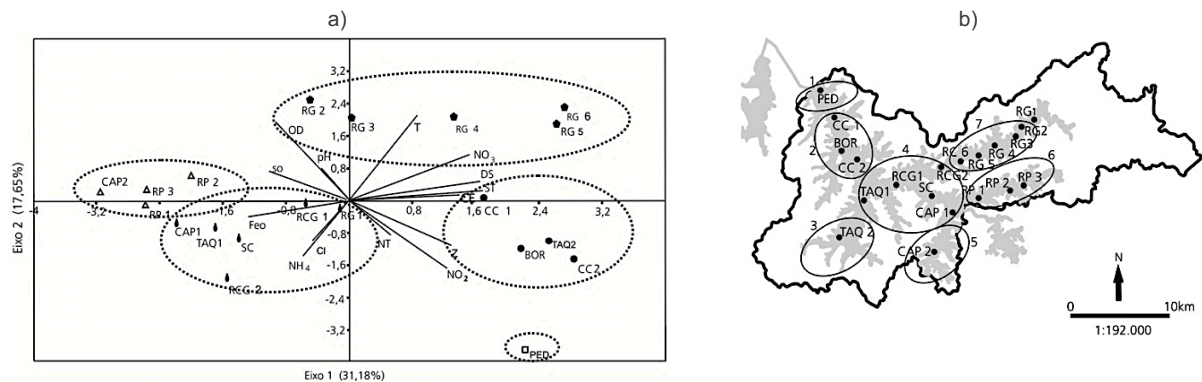


Figura 1.22: Análise de Componentes Principais de Correlação (a) de variáveis limnológicas em águas superficiais de 20 pontos de coleta no Complexo Billings e (b) sete compartimentos formados na Represa Billings, com base na qualidade da água superficial, segundo Cardoso-Silva *et al.* (2014).

Legenda: pontos no braço Rio Grande (RG1, RG2, RG3, RG4, RG5, RG6), no Riacho Grande (RCG1 e RCG2), no Summit Control (SC); no braço Rio Pequeno (RP1, RP2, RP3); no braço Taquacetuba (TAQ1 e TAQ2), no braço Capivari (CAP1 e CAP2), no Corpo Central (CC1 e CC2), em Pedreira (PED) e no braço Bororé (BOR), profundidade da represa (Z), pH, CE: condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; DS: Disco de Secchi; ST: sólidos totais; T: temperatura; Cl: clorofila *a*; FE: feofitina; NT: nitrogênio total; NO₂: nitrito; NO₃: nitrato; NH₄: amônio; SO: ortossilicato.

Reservatório Guarapiranga

Estudando a heterogeneidade espacial horizontal das comunidades planctônicas no reservatório Guarapiranga (São Paulo, Brasil), em outubro de 2010, Nishimura *et al.* (2014) amostraram em nove estações de coletas ao longo do eixo longitudinal desse reservatório (Fig. 1.23a). Nesse estudo, além das variáveis físicas e químicas da água, também foram analisados o fitoplâncton e zooplâncton. Segundo os autores, os resultados mostraram uma clara tendência à compartimentação das camadas epilimnéticas desse reservatório, especialmente quando baseados nos parâmetros físicos e químicos da água, sendo observados três compartimentos principais (Fig. 1.24a): 1) região de Embu-Guaçu, parte alta do reservatório, mais protegida e menos eutrófica; 2) região de Parelheiros, braço bastante eutrófico do reservatório; e 3) a parte inferior do reservatório, com características eutróficas e lacustres. Os grupos formados pelas análises de *cluster*, baseados nos dados do plâncton, não coincidiram com os grupos baseados nos aspectos físicos e químicos da água. De acordo com os autores, esses diferentes resultados indicam que a água e o plâncton capturaram características diferentes da camada epilimnética no eixo longitudinal do reservatório. No entanto, independente da abordagem no *cluster*, a zona da barragem sempre discriminou das demais estações de coletas. Os autores também reforçam que as comunidades de fitoplâncton e zooplâncton na região da barragem foram alteradas, direta ou indiretamente, pelo tratamento com sulfato de cobre, empregado como algicida, que impacta sobremaneira o sedimento (LEAL *et al.*, 2018). Deste modo, a biomassa e riqueza do fitoplâncton refletiu a influência externa, as aplicações de algicida, além da própria dinâmica do reservatório. Consequentemente, a estrutura do zooplâncton também foi afetada.

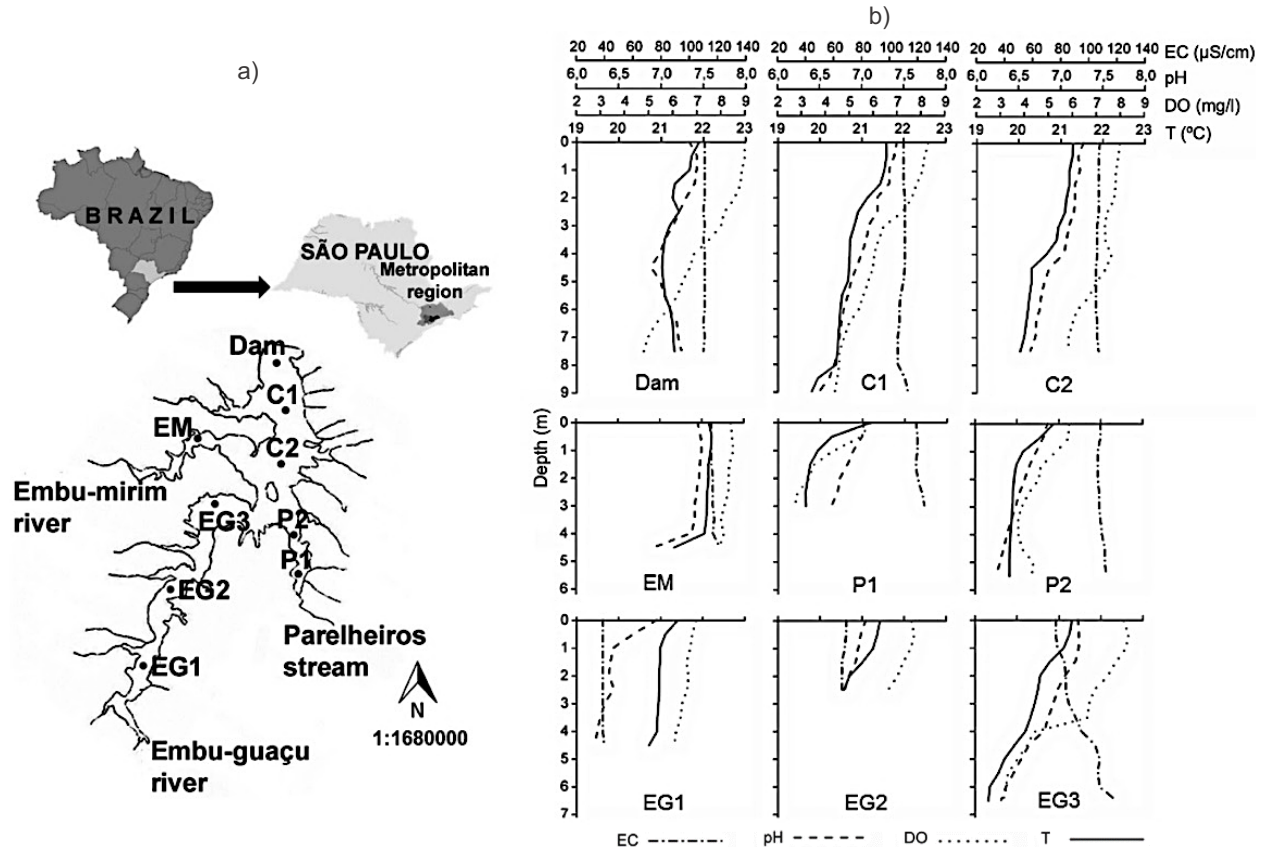


Figura 1.23: Principais afluentes e as nove estações amostrais no reservatório de Guarapiranga e em b) os perfis verticais de temperatura (T), oxigênio dissolvido (DO), pH e condutividade elétrica (EC) da água nas nove estações de amostragem ao longo do eixo longitudinal do reservatório Guarapiranga, segundo Nishimura *et al.* (2014).

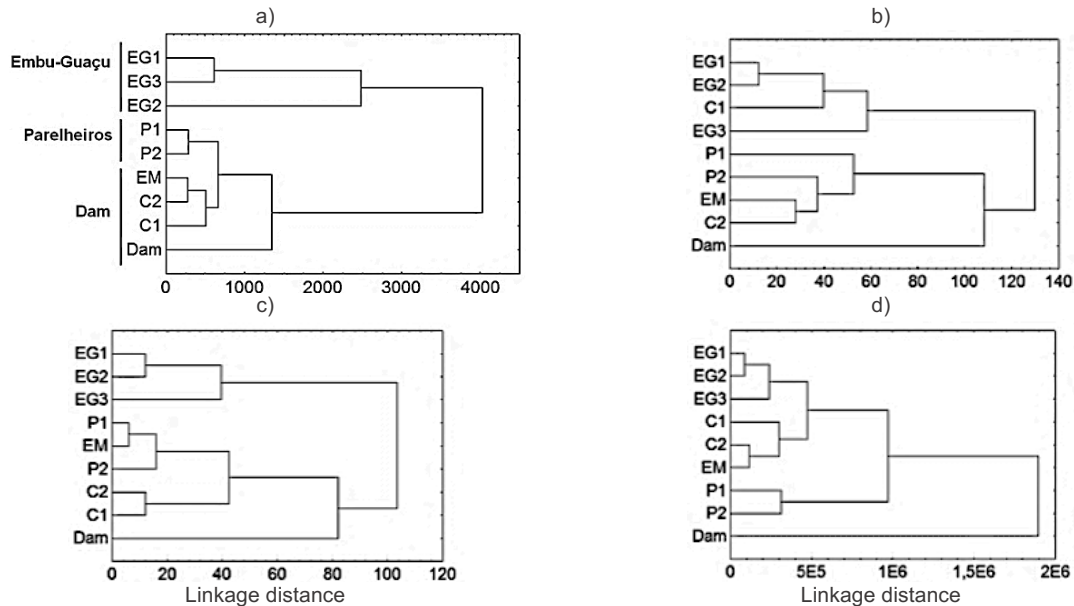


Figura 1.24: Dendrograma de agrupamento hierárquico (distância euclidiana e método de ligação de Ward) baseado nas variáveis de qualidade da água (a), dendrograma de agrupamento hierárquico (método de Ward; distância de Manhattan) da biomassa das espécies descritoras de fitoplâncton (b), da biomassa do estrategista CSR do fitoplâncton (c) e da densidade do zooplâncton (d) nas nove estações amostrais ao longo do eixo longitudinal do reservatório Guarapiranga, segundo Nishimura *et al.* (2014).

Reservatórios no rio Tietê

Os seis reservatórios localizados no rio Tietê (Barra Bonita, Bariri, Ibitinga, Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos, Fig. 1.25), foram construídos entre as décadas de 1960 e 1990. O primeiro da série, o Barra Bonita, foi concluído em 1964 e o último, o Três Irmãos, em 1991. Foram construídos em resposta à crescente demanda por energia elétrica no sudeste do Brasil, bem como para uso urbano, industrial e agrícola, incluindo lazer e navegação. De acordo com a Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), a normativa que estabelece os padrões de qualidade da água no Brasil, com base no uso predominante, a água dos reservatórios do médio e baixo Tietê foram enquadradas na Classe 2 (água própria para consumo doméstico, lazer, irrigação, e proteção das comunidades aquáticas). Isso implica que ao ser Classe 2, é esperado certa redução na sua qualidade, quando comparado com as condições pristinas, mas que não inviabilizariam importantes usos, como o abastecimento público, após tratamento convencional (RODGHER *et al.*, 2005).

O Barra Bonita, formado pelo represamento do rio Tietê, tem no rio Piracicaba outro importante tributário (Fig. 1.26). Ele é um dos reservatórios mais impactados desse sistema em cascata, pois recebe grande carga oriunda da RMSP, em especial pelo braço do rio Tietê (<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>). Prado; Novo (2007), utilizando os resultados dos parâmetros de qualidade da água de 1990 e 2002, demonstraram que o processo de eutrofização em Barra Bonita vem se intensificando. Estes autores, reportam que o braço do rio Tietê se apresentou eutrófico tanto em 1990 como em 2002, sugerindo que os poluentes do rio Tietê contribuem há mais tempo do que os do rio Piracicaba para a degradação do reservatório.

Em recentes estudos realizados em Barra Bonita, com dados ainda não publicado, os pesquisadores do grupo de pesquisa do Laboratório de Limnologia (USP, IB, Depto de Ecologia) observaram que o braço do Piracicaba de fato se apresenta menos comprometido do que o do Tietê. Nesse estudo foram comparados os braços com amostras de água coletadas em oito estações no rio Piracicaba e em sete no rio Tietê (Fig. 1.26), em 06/06/2023. Nesse trabalho foi empregada uma sonda C3 da Turner, com sensores de temperatura, profundidade, turbidez e concentrações de clorofila *a* (*Chla*) e ficocianina (*Phyco*). Os dados apresentados na Fig. 1.27 representam a média para a profundidade do disco de Secchi para cada ponto de coleta. Já *conc_ch* representa a concentração de clorofila obtida nas imagens Sentinel 2, após *resampling* de 60 m e correção atmosférica C2RCC-C2X-Nets, como descrito em Pompêo *et al.* (2021) e *ChlaLab* é a concentração de clorofila determinada em

laboratório, após filtração em *Millipore* AP40, seguindo Jeffrey; Humphrey (1975) e Shoaf; Lium (1976). Comparando os braços Piracicaba e Tietê por meio de uma análise *One-way Anova*, observa-se que nesta data de coleta há diferenças estatisticamente significativas entre os braços para todos os parâmetros analisados, exceto para a temperatura (*ChlaC3*: $F=28,06$, $df=6,246$, $p=0,001618$; *Phyco*: $F=20,68$, $df=12,81$, $p=0,0005683$; turbidez: $F=300,5$, $df=11,32$, $p=1,666E-09$; temperatura: $F=4,314$, $df=12,32$, $p=0,05933$; *ChlaLab*: $F=110$, $df=6,358$, $p=3,012E-05$).

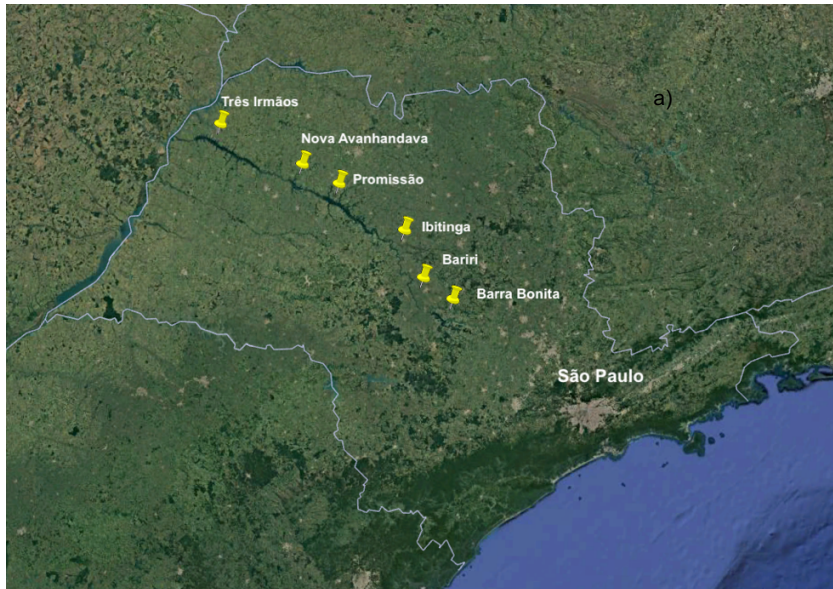


Figura 1.25: Mapa do estado de São Paulo com a localização dos reservatórios no rio Tietê. Imagem Google Earth.

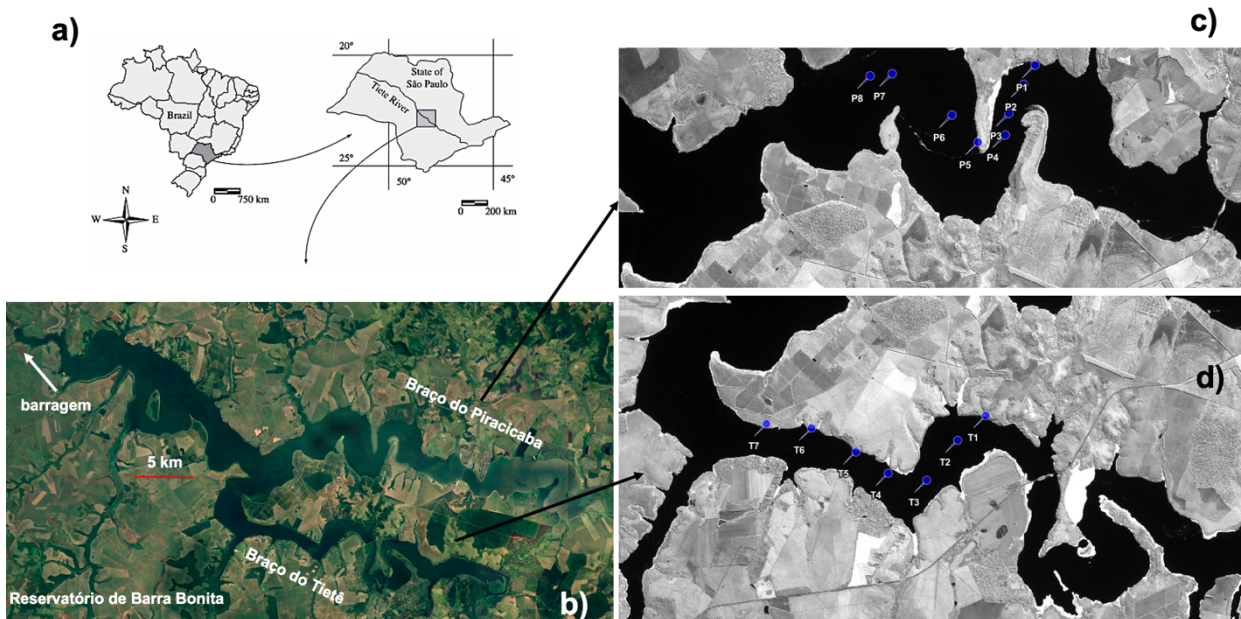


Figura 1.26: Localização do reservatório de Barra Bonita, em particular no estado de São Paulo (a), modificado de Matsumura-Tundisi; Tundisi (2005); (b) imagem Google Maps, com a localização dos braços do rio Piracicaba e do Tietê e em c) e d) as localizações das estações de coletas nos braços, respectivamente.

Em um outro amplo estudo desenvolvido pelo mesmo grupo de pesquisa do Laboratório de Limnologia (USP, IB, Depto de Ecologia), também em Barra Bonita, com as estimativas de *Chla* com imagens Sentinel 2, visualmente nota-se que o braço do Piracicaba tem os menores valores para *Chla* (Fig. 1.28a, b e c). Com base nos desvios padrões, o Piracicaba se apresenta mais homogêneo do que o braço do Tietê; além disso, para ambos os braços, também é possível visualmente observar que a sazonalidade da *Chla* está relacionada com as sazonalidades da precipitação pluviométrica e temperatura atmosférica (Fig. 1.28d e e).

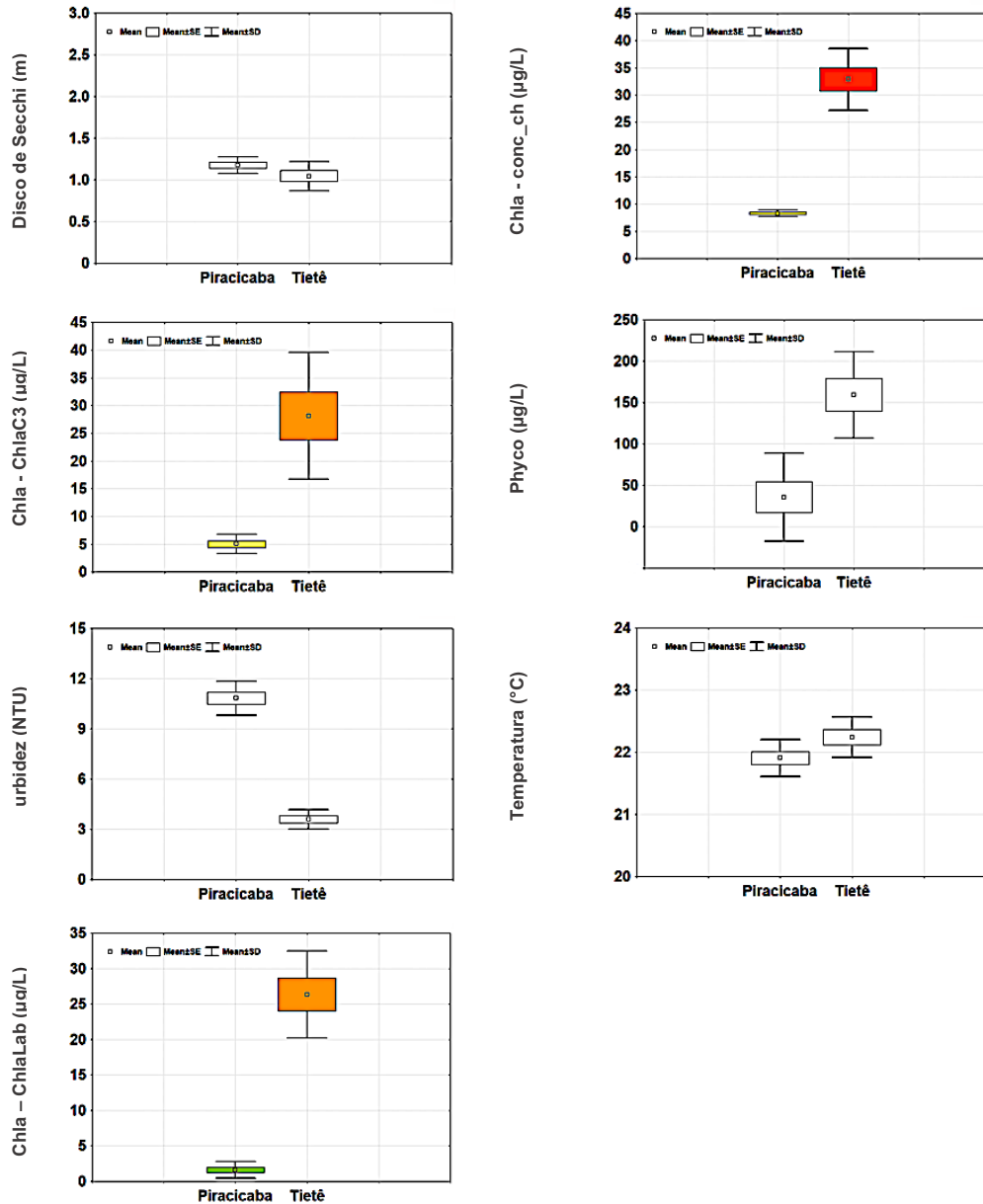


Figura 1.27: Médias das profundidades do disco de Secchi, das estimativas das concentrações de clorofila (*Chla*) por meio das imagens de satélites (*conc_chl*), pelo uso do C3 (*ChlaC3*) e por determinações em laboratório (*ChlaLab*), das concentrações de ficocianina (*Phyco*), da turbidez e da temperatura da água superficial para os braços do Piracicaba (oito estações) e do Tietê (sete estações) com coleta em 6/06/2023 e imagem Sentinel 2. de 8/06/2023. As cores refletem o IET médio para cada braço, segundo Lamparelli (2004). Dados não publicados – Marcelo Pompêo (USP, IB, Depto de Ecologia)

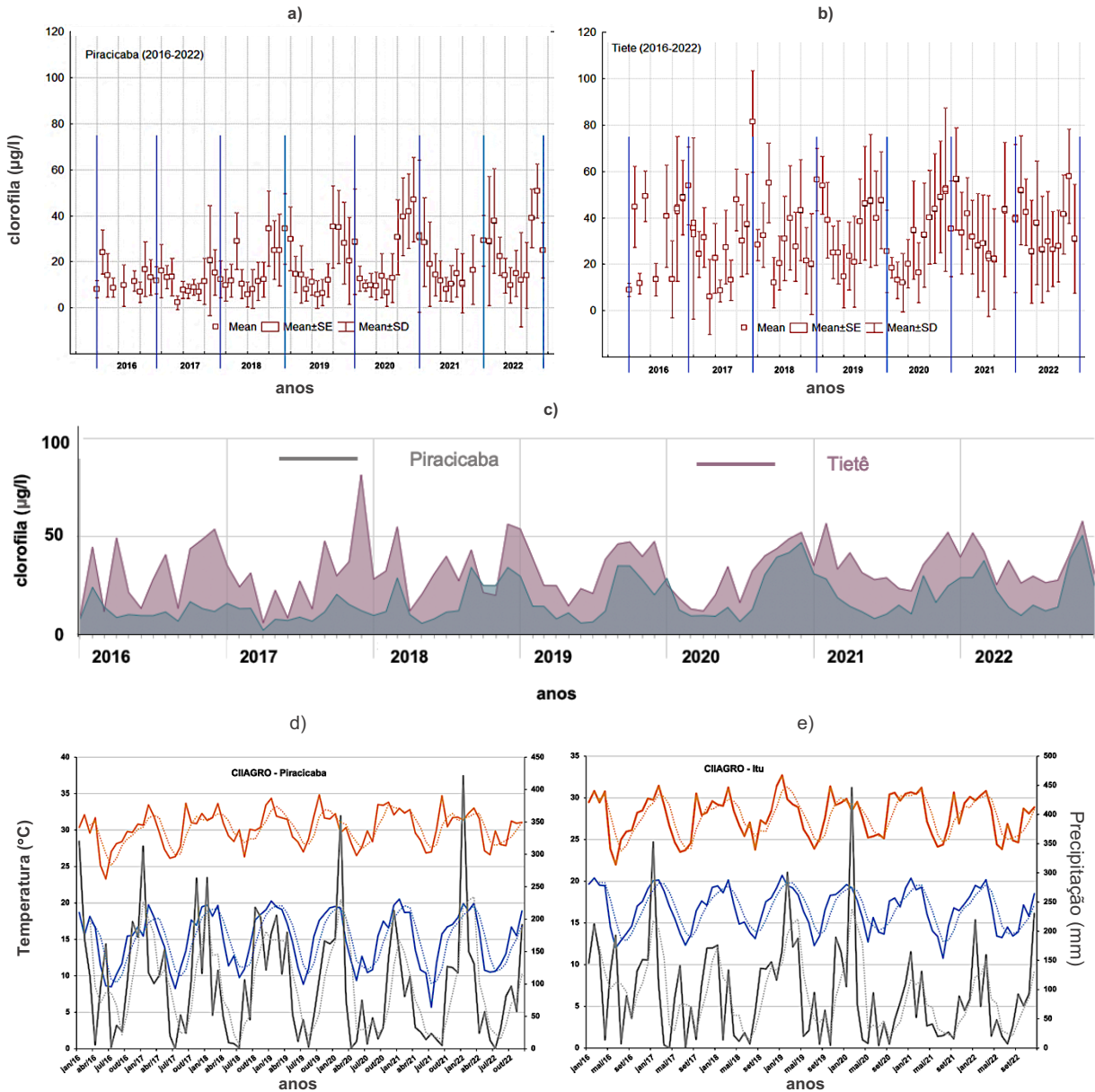


Figura 1.28: Médias mensais das estimativas das concentrações de clorofila, para os anos de 2018 até 2022, por meio das imagens de satélites S2 (*conc_chl*), dos braços do Piracicaba e do Tietê (a), para o reservatório de Barra Bonita, após correção atmosférica C2RCC-C2X-Nets e resampling de 60 m. Dados não publicados – Marcelo Pompêo (USP, IB, Depto de Ecologia). Temperatura e precipitação mensais, de janeiro de 2016 até dezembro de 2022, nas estações climatológicas de Piracicaba (b - braço do rio Piracicaba) e de Itu (c - braço do Tietê): máxima média (°C), laranja; mínima média (°C), azul; e precipitação (mm), negro. CIAGRO: Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas.

Estas marcadas sazonalidades sugerem que nos períodos de maiores chuvas na região, ocorrem maiores valores para *Chla*, em decorrência do crescimento fitoplancônico. Essa dinâmica é provavelmente impulsionada pela grande entrada de nitrogênio e fósforo de fontes pontuais, como sugerido por Barboza; Teixeira Filho, (2013a e b) para o Piracicaba. Este fenômeno é potencializado pela intensificação da insolação e das temperaturas observados na primavera, mas principalmente no verão, incrementando o crescimento fitoplancônico. Para estas estimativas de *Chla* foi utilizado o produto nativo do SNAP, o *conc_chl*, conforme descrito em Pompêo *et al.* (2022), após a correção atmosférica C2RCC-C2X-Nets, com 60 m de *resampling*. Para cada mês e braço foram

computadas uma média de 500 pixels distribuídos em uma extensão de mais de 15 km de comprimento para cada braço. Para esta série histórica de sete anos, iniciada em janeiro de 2016, foram computados uma concentração média de clorofila de $17,65 \pm 10,72 \mu\text{g/l}$ para o Piracicaba e de $31,89 \pm 15,41 \mu\text{g/l}$ para o Tietê, portanto, em média maior para o braço do Tietê, além do maior desvio padrão para o Tietê. Ainda relativo às Figs. 1.28a, b e c, é possível constatar que o produto automático do SNAP (*conc_chl*), se mostrou muito robusto, com um NRMSE(%) de 17,7% (Fig. 1.29), para estimar a *Chla*, quando comparado com os valores determinados em campo pelo C3. Pompêo *et al.* (2021) e Pompêo; Moschini-Carlos (2022) também demonstraram a robustez de *conc_chl* para uso nos reservatórios brasileiros, do Sistema Cantareira e do Broa. Ao analisar as imagens Sentinel 2 para maio e junho de 2023 (Fig. 1.30), é visualmente perceptível que o braço do Tietê se apresentou mais eutrófico em comparação com o do Piracicaba.

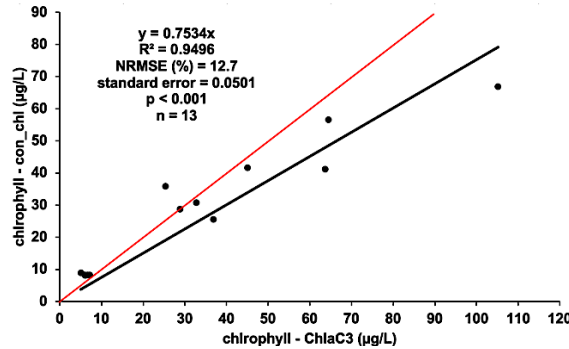


Figura 1.29: Validação das estimativas das concentrações de clorofila (*conc_chl*) nas imagens S2, determinadas em campo pelo uso de um C3 da Turner (*ChlaC3*), para o reservatório de Barra Bonita. Dados não publicados – Marcelo Pompêo.

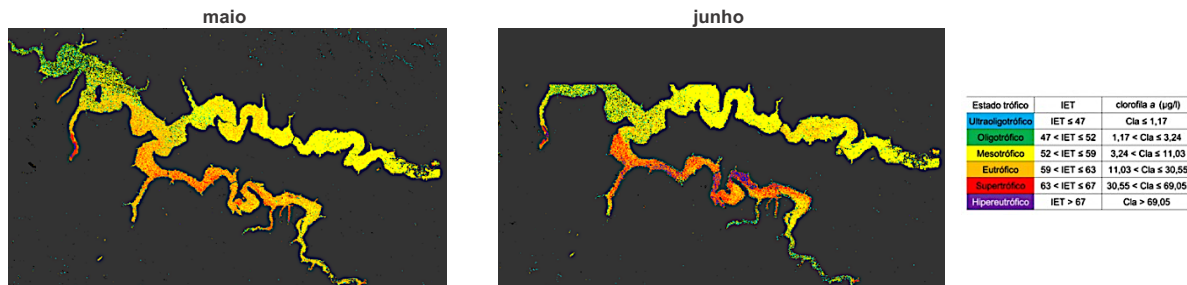


Figura 1.30: Estimativas das concentrações de clorofila, transformadas no Índice do Estado Trófico, para o reservatório de Barra Bonita, em maio e junho de 2023, com imagens S2, após correção atmosférica C2RCC-C2X-Nets e resampling de 60 m.

Em outra extensa análise estatística (R_FOUNDATION, 2016) de tendência das séries de concentrações de clorofila², empregando os dados da Fig. 1.28, também não publicados, procedeu-se inicialmente à decomposição da série temporal para uma inspeção visual (Fig. 1.31). Para esse propósito, utilizou-se a técnica de decomposição STL, para separar as séries temporais em três componentes principais: sazonalidade, tendência e resíduo. De acordo com Morettin; Toloi (2006), para fazer este teste de tendência é recomendado remover o efeito da sazonalidade. Retirou-se, portanto, a componente sazonal das séries e, na sequência, foi aplicado o teste de sequências de Wald-Wolfowitz, recomendado pelos mesmos autores. A ideia básica deste teste é contar o número de "sequências" em uma série. Uma "sequência" é um conjunto de observações subsequentes que estão acima ou abaixo da mediana da série. Assim, temos as seguintes hipóteses: H_0 : Não existe tendência; H_1 : Existe tendência.

Após a remoção da sazonalidade da série temporal para o braço do Piracicaba, o resultado do teste de sequência apresentou um valor estatístico de -2,854 e um valor-p associado de 0,004. Dado que o valor-p é inferior

² Esta análise estatística contou com a colaboração do Centro de Estatística Aplicada (CEA), do Departamento de Estatística, do Instituto de Matemática e Estatística, da Universidade de São Paulo.

ao nível de significância de 0,05, rejeitou-se então a hipótese nula de aleatoriedade na série. Em outras palavras, este resultado sugere a existência de uma tendência significativa nos dados para o Piracicaba, após a remoção da sazonalidade. Aplicando o mesmo procedimento para a série temporal do braço do Tietê, gerou um valor estatístico de -0,439 e um valor-p associado de 0,661. Como o valor-p é consideravelmente maior que o nível de significância de 0,05, não há evidências suficientes para rejeitar a hipótese nula. Isso indica que, após a remoção da sazonalidade, não há evidências estatísticas de uma tendência não aleatória nos dados de Tietê, o que visualmente já era possível observar. Desta maneira, os resultados sugerem que para o Piracicaba as concentrações de clorofila determinadas plurianualmente não se encontram estabilizadas, diferente do observado para o braço do Tietê.

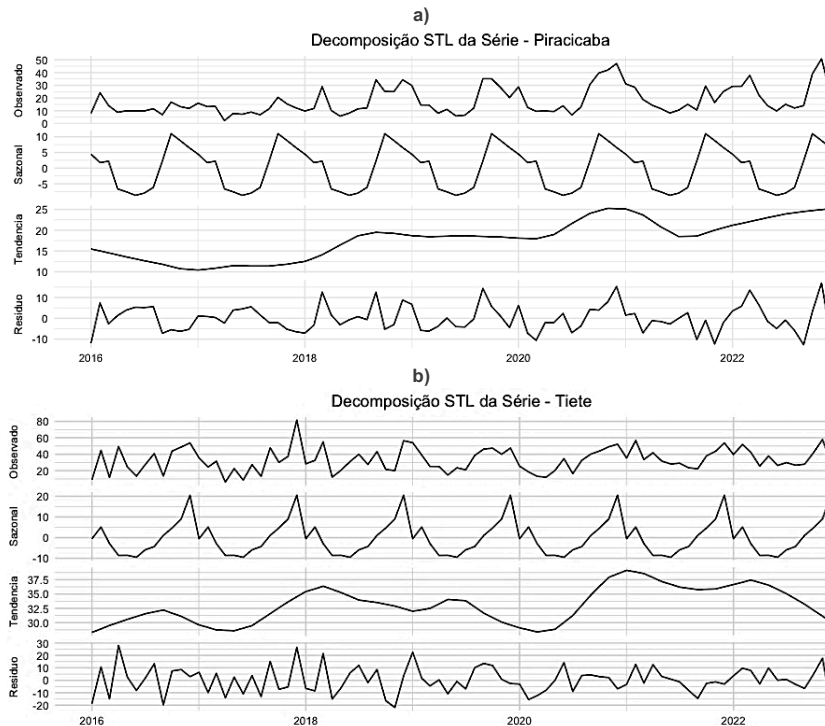


Figura 1.31: Decomposição da série de concentração de clorofila para o braço do Piracicaba (a) e do Tietê (b).

Uma outra maneira de testar a tendência em séries temporais, ao mesmo tempo em que se controla a sazonalidade, é empregar uma regressão linear com variáveis *dummy* sazonais. Nesse método, modelou-se a série temporal como uma função do tempo, adicionando *dummies* para cada mês, a fim de capturar e controlar as variações sazonais sistemáticas. O coeficiente associado à variável de tempo representa a tendência determinística, enquanto os coeficientes das variáveis *dummies* sazonais capturam os efeitos sazonais. A regressão linear com variáveis *dummy* sazonais aplicada ao Piracicaba indica que há uma tendência significativa no tempo, com um aumento médio de 0,167 $\mu\text{g/l}$ na série a cada mês. Esse coeficiente é estatisticamente significativo, com um valor-p muito baixo ($<0,001$), indicando uma tendência altamente significativa de aumento ao longo do tempo, o que é preocupante, por se tratar da concentração de clorofila, que em grande concentração, impacta a qualidade da água do reservatório. Já para o Tietê, a tendência ao longo do tempo não é estatisticamente significativa, com um coeficiente de 0,071 e um valor-p de 0,206. Isso sugere que, após controlar a sazonalidade, não há evidência estatística de uma tendência ao longo do tempo para a série do Tietê. Assim como em Piracicaba, a componente sazonal para o Tietê é significativa, indicando a presença de padrões sazonais notáveis. Relativo ao braço do Tietê, apesar dos elevados valores observados para a concentração de clorofila, média de $31,89 \pm 15,41 \mu\text{g/l}$ para a série histórica, quando comparado com o Piracicaba, com uma média de $17,65 \pm 10,72 \mu\text{g/l}$, como já comentado, é positivo constatar que há estabilidade na concentração de clorofila na massa de água superficial do braço do Tietê, em uma análise plurianual nesse braço. Isso sugere que para o período que representa a série histórica, de sete anos, o Tietê tem sua concentração média de clorofila estabilizada ao longo

dos anos, o que não foi observado para o Piracicaba. Para o braço do Piracicaba, essa significativa tendência de aumento sugere que, caso o aumento médio mensal estimado se mantenha, em um prazo de 10 anos as concentrações de clorofila no Piracicaba aumentarão em cerca de 20 µg/l, atingindo valores médios superiores aos observados hoje no Tietê, como discutido a seguir. No entanto, para se equiparar aos valores médios observados no presente no Tietê, serão necessários pouco mais de 7 anos.

Para verificar se de fato a série de concentração de clorofila do braço do Tietê é superior quando comparado com os valores do Piracicaba, foi efetuado um cálculo da diferença entre as duas séries, de modo a testar se esta diferença é estatisticamente diferente de zero. Pelo que pode ser observado na Fig. 1.32, a diferença flutua em torno de 15 µg/l e somente no final do ano de 2017 foi possível observar um visível crescimento da diferença. Esta série de diferenças não é distribuída normalmente, logo foi efetuado um teste não paramétrico de *Wilcoxon* (CONOVER, 1980) para comparar se a média/mediana da série é igual a zero (hipótese nula) ou se é maior que zero (hipótese alternativa). Nessa análise foi obtido um valor-p muito pequeno, menor que 0,001, ao nível de significância de 5%, indicando que há evidências para a rejeição da hipótese nula, ou seja, há evidências para afirmar que a série de concentração de clorofila do Tietê é maior que a observada no braço do Piracicaba. Através das análises *One-way Anova* dos dados apresentados na Fig. 1.27 já era possível constatar esta tendência de maiores valores para o Tietê, como também pode ser visualmente observado na Fig. 1.30.

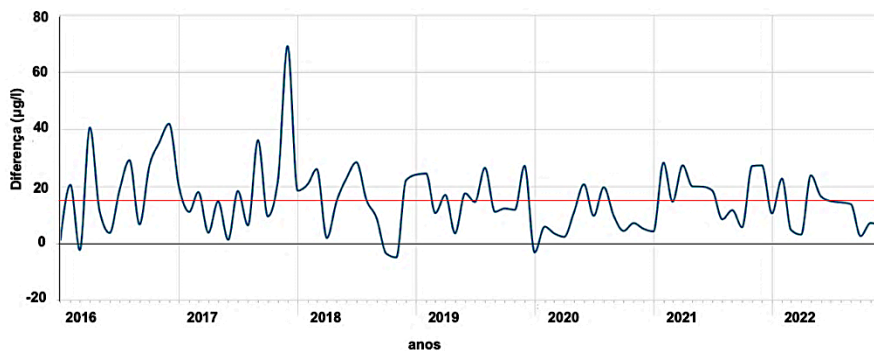


Figura 1.32: Série das séries de diferença das concentrações mensais de clorofila do braço Piracicaba e do braço Tietê. Em vermelho, curva da concentração média para o período.

Também foi realizado um outro teste estatístico para comparar as sazonalidades observadas e a sua relação entre as séries clorofila, temperatura e precipitação. Nessa análise foi possível observar que para o Piracicaba há componente sazonal na série de temperatura média, o que não é tão visível para a precipitação total (Fig. 1.28b), sendo também percebido no braço do Tietê. Utilizou-se então um teste não paramétrico para testar se as séries apresentam alguma sazonalidade. Segundo a documentação do pacote *Seastest*, o teste de *Ollech e Webel* (*WO*) é um teste de sazonalidade que combina os resultados do teste *QS* e do teste de *Kruskal Wallis* (*KW*). Assim, o *WO* indicará sazonalidade se o valor-p do teste *QS* for menor do que 0,01 ou se o valor-p do teste *KW* for inferior a 0,002. Logo, com o uso deste teste combinado, para as séries de temperatura e precipitação para o Piracicaba, foram detectadas componentes sazonais. Da mesma maneira, também foram detectadas a sazonalidade para a temperatura e precipitação para o Tietê. Já o *Teste de Causalidade de Granger*, apontou que a concentração de clorofila nos dois braços não é causada pela sua interação com as séries de temperatura e precipitação. De acordo com Granger (1968), a causalidade entre as duas séries pode ser definida como a relação na qual uma série pode ser prevista por meio da combinação linear de seus valores passados, juntamente com a soma da outra série temporal. Os testes realizados para verificar se a temperatura e a precipitação explicam a concentração de clorofila, no Tietê resultaram em valores-p de 0,513 e 0,689, favorecendo a hipótese nula de não causalidade. Da mesma forma, para as concentrações de clorofila no Piracicaba, os valores-p foram de 0,672 e 0,709, também apoiando a hipótese de não causalidade das variáveis temperatura e precipitação. Logo, não há evidências estatísticas para sustentar a hipótese de que haja causa entre os eventos climáticos e o crescimento fitoplanctônico. No entanto, isso não significa que a concentração de clorofila presente nos braços não seja afetada por essas variáveis, mas que é necessário melhor investigar os processos envolvidos.

Ainda relativo à sazonalidade, está também é possível de ser observada para os valores de clorofila, temperatura e precipitação para os dois braços, empregando a transformação *wavelet* (Figs. 1.33 e 1.34) Esta

transformação pode ser útil para detectar periodicidades em diferentes comprimentos de onda (HAMMER, 2023). A análise *wavelet* tem a vantagem sobre as análises espectrais clássicas, porque permite analisar a periodicidade de eventos em diferentes escalas da variabilidade temporal e não necessita de uma série estacionária (SANTOS *et al.*, 2012). Assim, segundo estes autores, a transformada de *wavelet* é apropriada para analisar eventos irregularmente distribuídos e séries temporais que contenham potências não-estacionárias em diferentes frequências. Por isso, a transformada *wavelet* está se tornando uma ferramenta comum para analisar variações locais de potência dentro da série (SANTOS *et al.*, 2012). Para esta análise foi utilizado o *software Past*, versão 4.16 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001). Segundo o manual do *Past*, optou-se por desmarcar a função *Power*, o que permite mostrar apenas a parte real do escalograma (sem elevar ao quadrado). Nestas imagens, como é possível observar, a sazonalidade não é tão marcante para os dois primeiros anos da série para a precipitação nos dois braços. Este padrão para a precipitação para os anos iniciais da série histórica, provavelmente explica o padrão observado para a clorofila na transformada de *wavelet*, sugerindo que ao menos nestes anos as chuvas são mais importantes para explicar a concentração de clorofila do que a temperatura. Relativo aos padrões observados para a precipitação e clorofila para os anos iniciais da série no Tietê, estes sugerem que outros fatores, não avaliados neste levantamento, também são importantes para explicar a concentração de clorofila para esse braço, e não apenas a precipitação e temperatura.

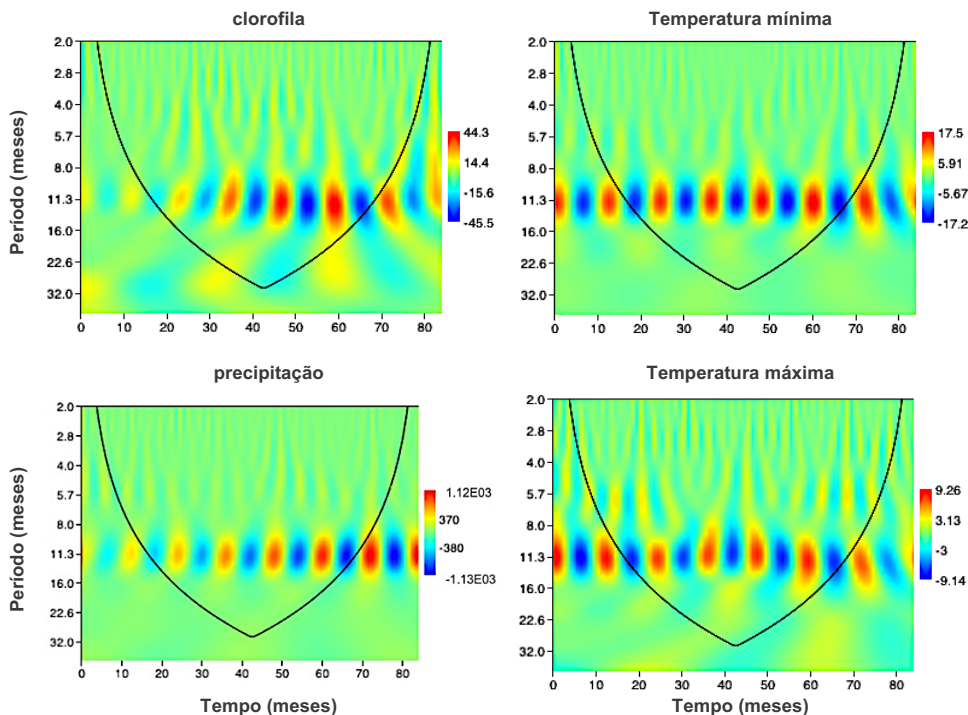


Figura 1.33: Transformada de wavelet para valores mensais da concentração de clorofila, a temperatura mínima média, a temperatura máxima média, e a precipitação pluviométrica, total mensal, para os anos de 2016 a 2022, para o braço do Piracicaba.

As concentrações de clorofila mensais para cada braço utilizadas nesta análise de dados, representam um valor médio para um único dia do mês, na data da imagem Sentinel 2 utilizada, validada pelo produto automático *conc_chl*. Já os valores de temperatura utilizados são as médias mensais e a precipitação é o valor total do precipitado para cada mês. Portanto, a concentração de clorofila, temperatura atmosférica e a precipitação pluviométrica capturam diferentes escalas temporais de observação. Há também um *delay* entre o que chove, a água que lava e escorre pela bacia hidrográfica e que posteriormente entra no reservatório, trazendo nutrientes, e o seu respectivo reflexo sobre as algas, medido como crescimento fitoplanctônico, isto é, um incremento da concentração de clorofila. Após o fitoplâncton ter contato com a maior quantidade de nutrientes, também há um intervalo de tempo até que reflita em maior biomassa. Henry (1986) afirmou que a adição de soluções nutritivas

gera um efeito significativo no crescimento do fitoplâncton, somente quando as respostas são medidas após 10 dias de incubação. Este autor realizou experimentos de enriquecimento artificial, com adições de fósforo, nitrogênio e nitrogênio mais fósforo utilizando amostras de água bruta dos braços do Piracicaba, do Tietê e da zona da barragem, incubadas *in situ* na área da barragem de Barra Bonita. Nesse estudo, quando comparado com o controle, os experimentos comprovaram o marcante efeito do enriquecimento artificial com nutrientes, muito mais pronunciado sobre o crescimento fitoplanctônico quando o fósforo era ministrado. Para uma monocultura da alga *Chlorella vulgaris*, também em experimentos de crescimento em laboratório, Šošarić *et al.* (2009) verificaram que o teor de clorofila a, lipídios e o número máximo de células atingiu um pico por volta do quinto dia de crescimento, com a alga apresentando um ciclo de vida de 30 dias. As transformadas de *wavelet* sugerem que outros eventos podem ser importantes para explicar o padrão temporal para a clorofila.

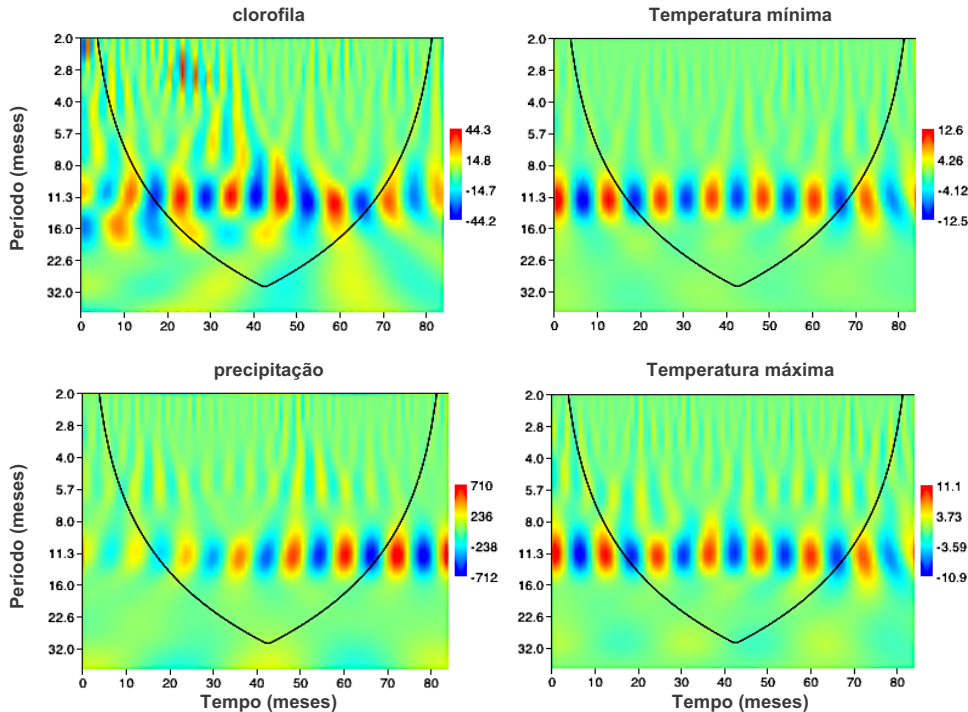


Figura 1.34: Transformada de wavelet para valores mensais da concentração de clorofila, a temperatura mínima média, a temperatura máxima média, e a precipitação pluviométrica, total mensal, para os anos de 2016 a 2022, para o braço do Tietê.

Vale destacar que, apesar de não ter sido observada relação estatística entre a concentração de clorofila, a precipitação e a temperatura, a análise de dados sugere que a precipitação tem maior importância para explicar o padrão anual observado para a clorofila, mas não só. Também sugerem que as fontes difusas potencializam o crescimento no período de maiores precipitações, com os nutrientes trazidos pela lavagem da bacia.

Em um estudo de síntese sobre o reservatório de Barra Bonita, compilando diversos trabalhos, Calijuri; Tundisi (1990) descreveram que nesse reservatório, o período de maior precipitação pluviométrica foi caracterizado por baixa transparência da água, com zona eufótica reduzida, com aumento de material em suspensão, principalmente da fração inorgânica e mudanças na qualidade ótica da água. Nesse período, o Barra Bonita apresentou elevadas concentrações de nutrientes inorgânicos, principalmente de compostos nitrogenados devido à entrada pelas terras agrícolas, refletindo em maiores concentrações de clorofila e maior produção primária fitoplanctônica. Ainda segundo Calijuri; Tundisi (1990), no período de menores precipitações, o reservatório pode ser caracterizado por alta transparência da água, com aumento da zona eufótica, menor quantidade de material em suspensão, mudanças na qualidade ótica da água, alta condutividade elétrica, concentrações menores de nutrientes inorgânicos, quando comparado ao verão. Nesses momentos as concentrações de clorofila eram menores resultando em uma menor produção primária fitoplanctônica. As conclusões apresentadas por Calijuri;

Tundisi (1990) estão baseadas em estudos ocorridos no reservatório entre as décadas de 1970 até o ano de 1990. Henry (1986) também concluiu que o maior crescimento potencial do fitoplâncton em Barra Bonita ocorreu no período chuvoso, quando comparado com o período seco, provavelmente decorrente da maior entrada de fósforo no reservatório. Em experimentos de enriquecimento artificial com aplicações de fósforo, nitrogênio e nitrogênio mais fósforo, como já comentado, Henry (1986) comprovou o efeito do enriquecimento com nutrientes sobre o crescimento fitoplanctônico, principalmente quando o fósforo era ministrado. Deste modo, já em 1986 este autor concluiu que havia urgência no controle da entrada de fósforo para prevenir uma aceleração ainda mais intensa do quadro de eutrofização do reservatório. As descrições apresentadas por estes autores corroboram a extensa análise estatística apresentada neste manuscrito, empregando uma série temporal de sete anos (Fig. 1.28). Portanto, os resultados sugerem que nos últimos 50 anos o reservatório de Barra Bonita sazonalmente se mantém com maiores concentrações de clorofila no período de maiores precipitações, enquanto nos períodos de menores precipitações são observadas as menores concentrações de clorofila, apesar de a análise estatística não ter encontrado clara correspondência entre a precipitação e o aumento da concentração de clorofila em ambos os braços do reservatório.

Este padrão anual recorrente é uma constatação importante no presente. Esta sazonalidade historicamente observada poderá ser utilizada pelos gestores para executar ações de manejo no reservatório. Assim, caso sejam aplicadas ações que visem controlar a entrada de nutrientes, em especial do fósforo, como sugerido por Henry (1986), o período de maiores precipitações é o mais indicado, pois no período chuvoso são observadas as maiores concentrações de nutrientes e de clorofila na massa de água. Este controle exercido por muitos anos tem o potencial de diminuir a carga interna de nutrientes no reservatório e deve refletir positivamente na redução da concentração de clorofila, melhorando paulatinamente a qualidade da água de Barra Bonita. Como constatado pela análise estatística, este procedimento de controle será facilitado, visto que as concentrações de clorofila se apresentam estáveis, em análise plurianual, particularmente para o Tietê. Assim, as ações visando reduzir o aporte de nutrientes nesse braço terão efeito mais imediato sobre a qualidade da água, pois permitirão rapidamente reduzir a concentração de clorofila na massa de água do Tietê. No entanto, isso não é verdade para o braço do Piracicaba. A análise estatística sugere que no Piracicaba a concentração de clorofila não atingiu estabilidade, pelo contrário, pois há fortes evidências que sugerem que está a aumentar a cada mês. Este fato é preocupante pois, indica que, antes de reduzir a concentração de clorofila, há uma fase anterior, de controle das entradas de nutrientes que visam unicamente estabilizar as concentrações de clorofila e, só posteriormente, refletirá na redução de sua concentração. Portanto, é de se esperar que o braço do Piracicaba demande um tempo superior, quando comparado com o braço do Tietê, quando o objetivo for o controle da concentração de clorofila. Além disso, é conveniente que os esforços sejam aplicados nos dois braços concomitantemente, para refletir diminuição da concentração de clorofila no corpo principal, em direção à barragem, uma extensa área após o encontro dos rios.

Para analisar uma série histórica da condutividade elétrica (CE) de Barra Bonita (Fig. 1.35), os dados foram baixados do *Infoáguas* (<https://sistemainfoaguas.cetesb.sp.gov.br/>), o banco de dados da CETESB. Estes dados são levantados a campo em duas estações de coletas, mas apenas a estação TIET02500 possui uma base mais completa, empregada nesta análise. Esta estação encontra-se à jusante do reservatório, na ponte que liga as cidades de São Manuel e Jaú, a cerca de 2 km da barragem. De maneira geral, nesse ponto, a CETESB realiza o monitoramento regular a cada dois meses, normalmente em janeiro, março, maio, julho, setembro e novembro, portanto, com seis medidas ao ano. Apesar de no *Infoáguas* informar que nesta estação a CETESB monitora desde 1974, a CE foi incorporada ao monitoramento apenas a partir de 1986. Desta base, os dados ausentes foram substituídos pelo valor médio computado entre os meses de monitoramento anterior e posterior ao mês do dado ausente. Após uma inspeção à base, os dados considerados *outliers* também foram substituídos empregando o mesmo procedimento. No entanto, para os anos de 2020, 2021 e 2022, em decorrência da pandemia, os dados ausentes foram substituídos pela média dos anos anteriores e posteriores para o mesmo mês e, na impossibilidade, computados como uma média entre o mês anterior e posterior para o mesmo ano.

Como é possível observar nesta série, ao longo do tempo há uma tendência de aumento da CE, com valores superiores a 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$, observados nos anos finais da série e uma média para todo o período de cerca de 215 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Em uma *Anova OneWay*, comparando a porção inicial desta série, entre os anos de 1986 a 1994 (nove anos) e de 2012 a 2022 (dez anos), foi possível observar uma marcada diferença entre as médias (Fig. 1.36) para esses períodos, respectivamente de 164 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e de 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com um significativo $p < 0,0001$. Também é possível observar que até o final do ano de 2000 e início de 2001, os valores de CE encontravam-se abaixo de 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$, no entanto, após esse período, a CE normalmente manteve-se acima da média. Deste modo, o ano de 2000 pode ser considerado um ponto de inflexão nesta série. Para compreender o que motivou esse aumento da CE no final do século passado em diante, é necessário realizar estudos na bacia hidrográfica pois, provavelmente

ocorreram significativas mudanças de usos e ocupações nas respectivas bacias dos braços, com impacto negativo sobre a qualidade da água do reservatório, medida como mudanças na CE.

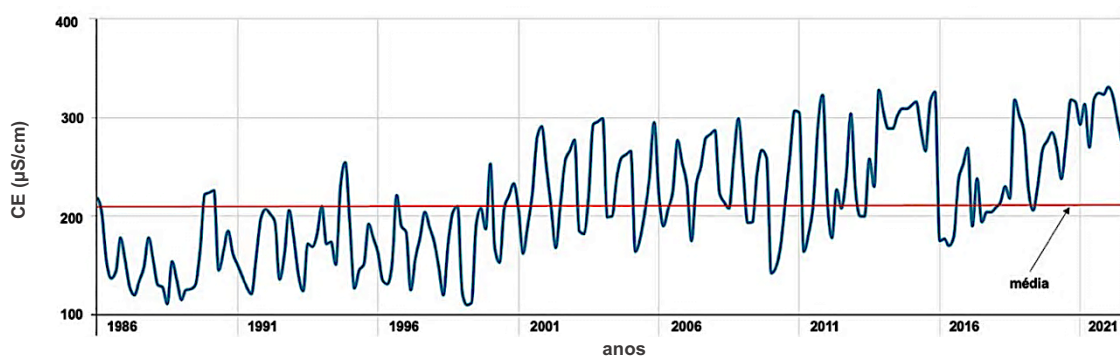


Figura 1.35: Condutividade elétrica (CE) para o reservatório de Barra Bonita de janeiro de 1986 a julho de 2022. O valor médio pode ser observado na curva em vermelho. Dados baixados do Infoáguas, da CETESB.

Ainda em relação à CE, esta é uma medida indireta da concentração de sais dissolvidos e reflete a drenagem e as rochas que compõem a bacia (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008), mas também a contribuição antrópica. Para Barra Bonita, na Fig. 1.37 podem ser observados os valores médios anuais de CE levantados em outras bases de dados, com medidas efetuadas no corpo do próprio reservatório, após o encontro dos principais braços. É possível observar valores na casa de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, já elevados mesmo em 1974, a 471 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em 2022. Portanto, para esse reservatório há expressivo aumento de sua condutividade elétrica ao longo destes últimos 50 anos, o que sugere um contínuo aumento na degradação da qualidade da massa de água do reservatório, confirmado pelas elevadas concentrações de clorofila observadas no presente nos braços e no corpo principal, bem como pelas expressivas camadas anóxicas observadas em perfil da coluna de água desses braços (Figs. 1.10, 1.38 e 1.39). De modo geral, a condutividade elétrica das águas brasileiras é mais baixa do que os valores observados em regiões temperadas, em particular no continente europeu, onde as concentrações de cálcio e bicarbonato são mais expressivas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Estes elevados valores observados em Barra Bonita, mesmo em 1974, podem ser atribuídos às entradas de esgotos e de fontes difusas, ao longo da bacia hidrográfica do reservatório, como já relatado por Calijuri; Tundisi (1990). Este cenário presente já se apresentava como um futuro previsível na década de 1980, caso não fosse controlada a entrada de nutrientes, como discutido por Henry (1986). Desde então, as ações empreendidas ao longo da bacia hidrográfica ainda não surtiram o efeito desejável, de controlar a entrada de nutrientes e, portanto, de reduzir a produção biológica no reservatório e de impactar positivamente a massa de água em perfil, reduzindo a extensão da zona anóxica no reservatório, pelo contrário.

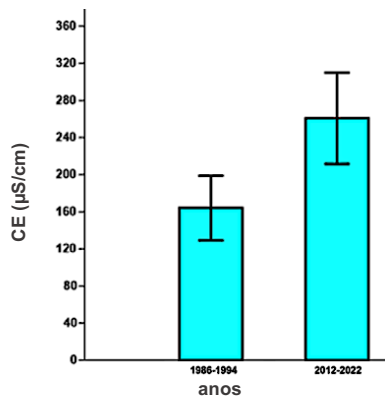


Figura 1.36: Condutividade elétrica média para o reservatório de Barra Bonita para os anos de janeiro de 1986 a novembro de 1994 e de janeiro de 2012 a julho de 2022. A barra no topo, representa o desvio padrão. Dados baixados do Infoáguas, da CETESB.

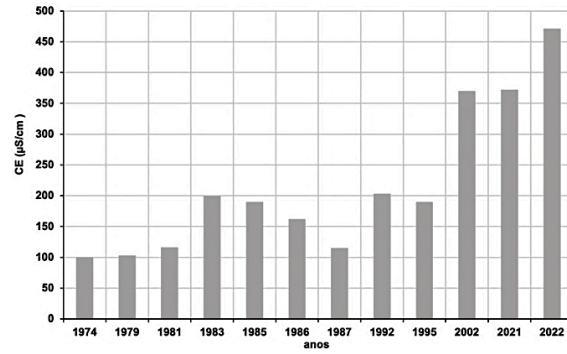


Figura 1.37: Condutividade elétrica para o reservatório de Barra Bonita para os anos de 1974 a 2022. Segundo Henry (1986), Calijuri; Tundisi (1990); Santos-Wisniewski; Rocha (2007); Tundisi; Matsumura-Tundisi (2008); Tundisi; Matsumura-Tundisi; Abe, (2008) e Laboratório de Limnologia, (IB, USP, Depto de Ecologia (dados não publicados).

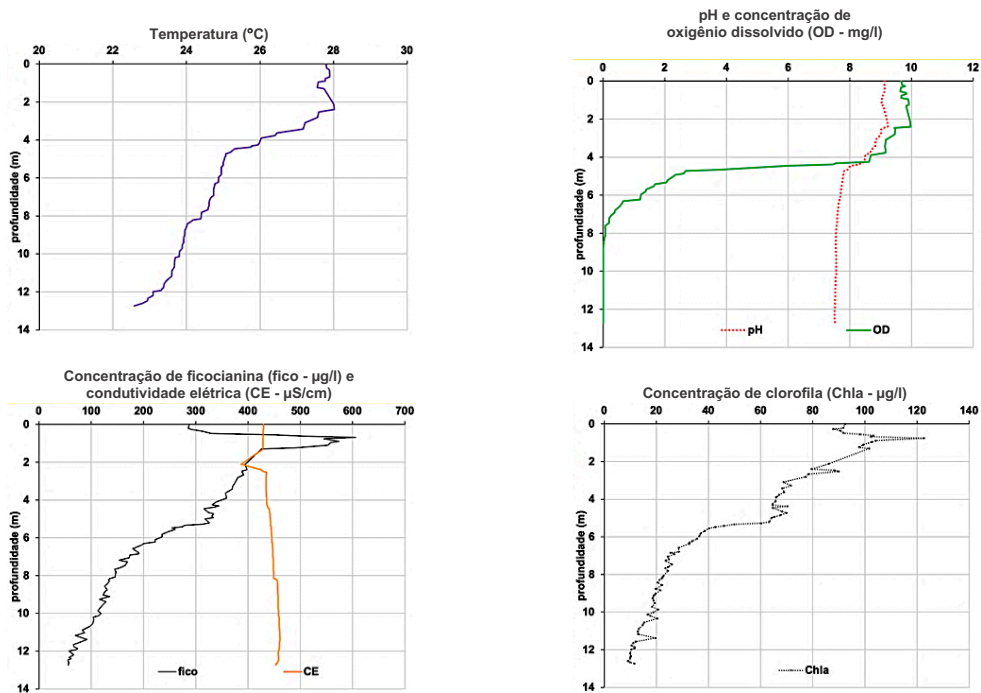


Figura 1.38: Perfis da massa de água do reservatório de Barra Bonita em 23 de novembro de 2022, no braço do Tietê. Dados não publicados, obtidos por sondas C3 e Troll 500 – Marcelo Pompêo, IB, USP.

Portanto, são urgentes ações mais significativas ao longo da bacia hidrográfica de Barra Bonita. Essas medidas demandam um esforço conjunto de todos os atores envolvidos, do poder público ao privado, visando reduzir o aporte de nutrientes de fontes pontuais e difusas. Historicamente, essas fontes têm exercido um impacto adverso considerável na qualidade da água do reservatório. Com base nas diferenças observadas entre os braços, em especial pela forte tendência mensal de aumento da concentração de clorofila no Piracicaba, conforme demonstrado pela análise estatística, caso não sejam aplicadas ações de controle para reduzir o aporte de nutrientes, espera-se a persistência dos elevados padrões de eutrofização em Barra Bonita. Infelizmente, os dados sugerem que a degradação da qualidade da água no reservatório tende a intensificar-se, sendo o braço do Piracicaba o principal protagonista nesse cenário. Esta constatação também expõe a fragilidade da legislação brasileira, sugerindo que, no seu todo, ela não tem o arcabouço jurídico necessário para exercer o poder de controle e de comando, quando o objetivo é reverter quadros de degradação da qualidade da água, como observado em Barra Bonita. Sugere também que a legislação não tem definidos os meios jurídicos para fiscalizar e controlar os agentes responsáveis por aplicar a norma.

Limnologia de reservatórios: do clássico às novas abordagens

O reservatório de Barra Bonita está enquadrado na Classe 2, segundo a Resolução CONAMA, 357 (BRASIL, 2005). Essa classe define que a concentração de OD em qualquer amostra, não poderá ser inferior a 5 mg/l, que a concentração de clorofila não poderá ser superior a 30 µg/l e que o pH deverá estar entre 6,0 a 9,0. Os dados apresentados neste trabalho mostram que para a massa de água superficial, as concentrações de OD podem ser próximas de 10 mg/l ou com valores até superiores, em decorrência das elevadas concentrações de clorofila observadas nos braços, superiores aos 30 µg/l, o padrão estabelecido para a Classe 2 (Figs 1.10, 1.28, 1.30, 1.38 e 1.39). Em decorrência dessas elevadas concentrações de clorofila, o fitoplâncton fotossinteticamente ativo, impacta a qualidade da água, assimilando o CO₂ disponível e, portanto, elevando o pH a valores que podem ser superiores a 9. Além disso, as imagens de satélites (Fig. 1.30) demonstram que podem ser muito expressivas as porções de cada braço com concentrações de clorofila muito superiores aos 30 µg/l. Portanto, com base na séria histórica da concentração de clorofila nos braços, é possível sugerir que Barra Bonita está há décadas em não conformidade à sua classe de enquadramento.

Relativo aos braços do Piracicaba e do Tietê, os resultados apresentados neste manuscrito, sejam expressos pelas análises estatísticas ou baseados nas referências bibliográficas consultadas, sugerem que devem ser aplicadas diferentes estratégias de controle para cada braço, quando o objetivo é reduzir a concentração de clorofila. Para o braço do Tietê, que se apresenta com as maiores concentrações, há urgência em reduzir o aporte de fósforo, principalmente originário da RMSP, como importante alternativa para o controle do crescimento fitoplanctônico, visto que grande parte da carga desse elemento que chega ao reservatório tem sua origem na RMSP. Já para o braço do Piracicaba, num primeiro momento devem ser empreendidas ações na sua bacia hidrográfica que visem reduzir o aporte de nutrientes e estabilizar a concentração de clorofila. Hoje os elevados valores médios anuais de clorofila observados no Tietê impõem um importante desafio para reduzir sua concentração no braço, neste sentido mais facilitado para o Piracicaba, pois, em média, os valores anuais são expressivamente menores do que os observados no Tietê. No entanto, a clara tendência de aumento médio mensal trás um desafio extra para o Piracicaba, visando inicialmente estabilizar a concentração de clorofila nesse braço.

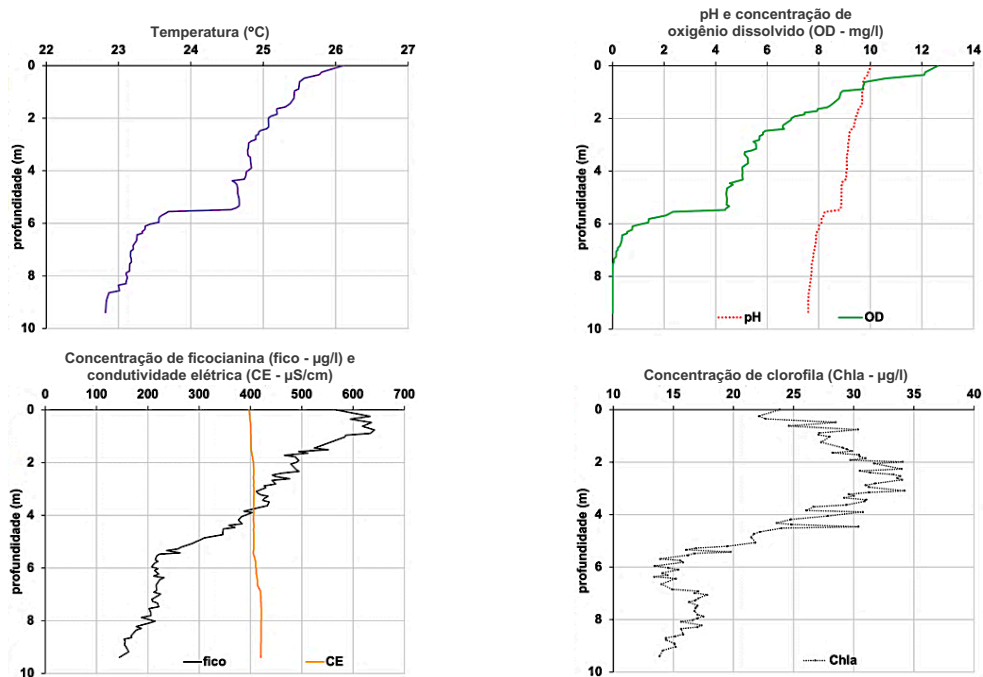


Figura 1.39: Perfis da massa de água do reservatório de Barra Bonita em 23 de novembro de 2022, no braço do Piracicaba. Dados não publicados, obtidos por sondas C3 e Troll 500 – Marcelo Pompêo, IB, USP.

Desde as observações de Henry (1986) até o presente já se passaram quase 40 anos e as ações empreendidas na bacia apenas potencializaram os efeitos de degradação na qualidade da água de Barra Bonita. Os claros sinais apresentados neste extenso estudo de caso, têm que fazer eco e conseguir mobilizar a sociedade

para rapidamente reverter o cenário futuro, para que tenhamos nos próximos 40 anos ações que de fato reflitam em redução no comprometimento da qualidade da água no reservatório.

Quando os reservatórios em cascata no rio Tietê são comparados (Fig. 1.40 e 1.41), é possível observar que particularmente para os localizados mais à montante, estes se apresentam com menor qualidade, quando comparado com os reservatórios localizados mais à jusante. Os reservatórios à montante funcionam como um acumulador de nutrientes, o que impacta positivamente os reservatórios à jusante. Apesar disso, o reservatório de Bariri se apresentou muito impactado em janeiro de 2022, em termos da concentração de clorofila (Fig. 1.43), provavelmente reflexo da curtíssima distância entre o vertedouro de Barra Bonita e o corpo central de Bariri, de menos de 15 km, impossibilitando a depuração das águas vertidas eutrofizadas. Deste modo, Barra Bonita aparenta funcionar como um inóculo contínuo de fitoplâncton para Bariri. Trabalhando nos reservatórios em cascata do Sistema Cantareira, Pompêo *et al.* (2017) observaram padrão semelhante aos observados nos reservatórios do rio Tietê, com os reservatórios mais à montante funcionando como um acumulador de nutrientes na água e no sedimento, de acordo com o *Cascade Reservoirs Continuum Concept* (BARBOSA *et al.*, 1999).

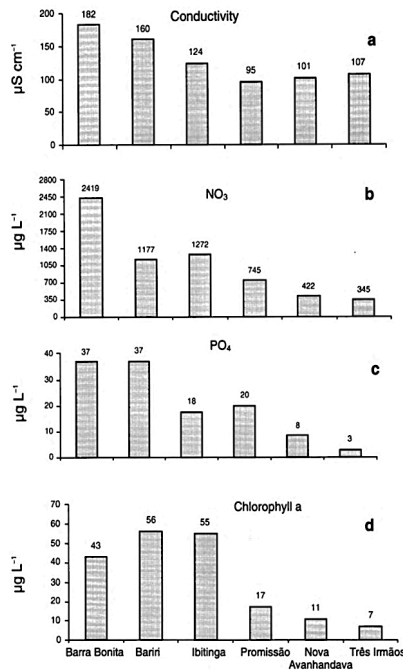


Figura 1.41: Condutividade elétrica e concentrações de nitrato, fosfato e clorofila em seis reservatórios em cascata no rio Tietê, segundo Silva; Matsumura-Tundisi (2002).

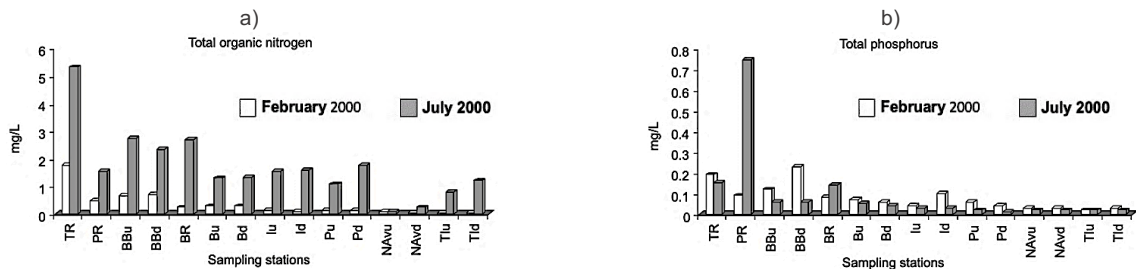


Figura 1.42: Variação da concentração de nitrogênio (a) e de fósforo total (b) nas águas, ao longo da cascata de reservatórios do rio Tietê. Fonte: Rodgher *et al.* (2005).

TR – rio Tietê; PR – rio Piracicaba; BBu - Barra Bonita, após a barragem; BBd - Barra Bonita, após a barragem; BR – rio Bauru; Bu; Bariri; Bd - Bariri, após a barragem; Iu - Ibitinga; Id - Ibitinga, após a barragem; Pu - Promissão; Pd - Promissão, após a barragem; NAVu - Nova Avanhandava; NAVd - Nova Avanhandava, após a barragem; Tiu - Três Irmãos; Tid - Três Irmãos, após a barragem.

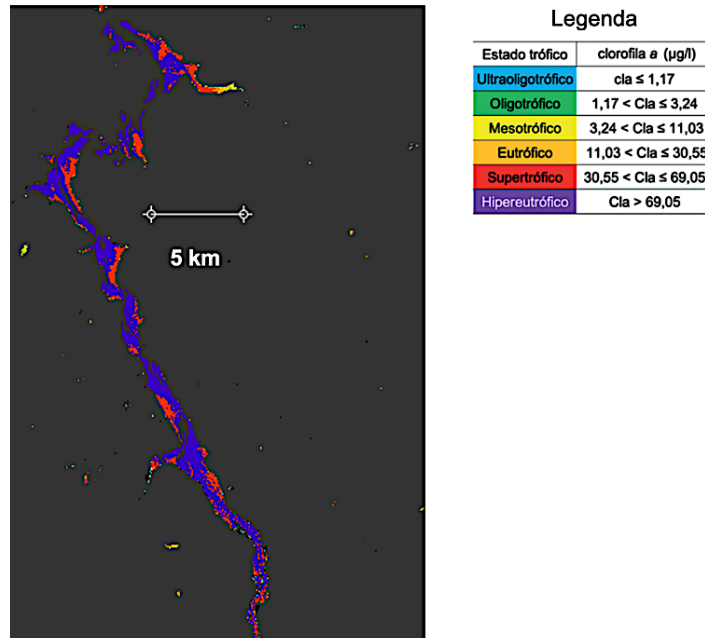


Figura 1.43: Estimativa das concentrações de clorofila para a massa de água superficial do reservatório de Bariri para 24 de janeiro de 2022. À imagem Sentinel 2 foi aplicada a correção atmosférica C2RCC C2X_Nets e para as estimativas foi utilizado o produto nativo conc_chl. Dados não publicados (Marcelo Pompêo, Depto de Ecologia, IB, USP).

SENSORIAMENTO REMOTO E A QUALIDADE DE ÁGUA

O uso de imagens orbitais não é um meio novo para avaliar a qualidade das águas superficiais, desde o lançamento do primeiro satélite da série Landsat, em 1972, é possível fazer uso delas. A partir dos lançamentos dos satélites da série Sentinel 2 (A e B), em 2015 e posteriormente em 2017, ambos da ESA, há um novo estímulo para utilizar imagens satelitais. A ESA possui uma constelação de satélites, do Sentinel 1 ao 6, que carregam uma variedade de tecnologias, como radar e instrumentos de imagem multiespectrais para o monitoramento terrestre, oceânico e atmosférico (https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus/The_Sentinel_missions). Os Sentinel 2 possuem sensores com resolução espacial de 10, 20 e 60 metros e resolução temporal de 10 dias, mas de 5 dias contando com os dois satélites, e vários algoritmos já foram testados para estudos dos corpos de águas interiores (DELEGIDO *et al.*, 2014, 2016, 2018, 2019; GRENDAITÉ *et al.*, 2018; PEREIRA *et al.*, 2020; PEREIRA-SANDOVAL *et al.*, 2019; POMPÊO *et al.*, 2019; SÒRIA-PERPINYÀ *et al.*, 2017, 2019a e b; 2020a e b), inclusive foram validados produtos automáticos (POMPÊO *et al.*, 2021; POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2022).

Relativo aos produtos automáticos, o *conc_chl* representa a concentração de clorofila, o *conc_tsm* representa a concentração de sólidos suspensos e o *kd_z90max* representa a profundidade na qual há 90% de extinção da luz superficial. Para relacionar os valores de *kd_z90max* com a profundidade do disco de Secchi; Pompêo *et al.* (2021) desenvolveram um algoritmo de correção, utilizando medidas de campo da profundidade do disco de Secchi e perfis de luz ($\mu\text{mol de fótons m}^{-2} \text{s}^{-1}$) obtidos no mesmo ponto usando um radiômetro *Licor* equipado com uma célula de radiação fotossinteticamente ativa. Com base nestes perfis de radiação subaquática, as profundidades correspondentes a 90% de extinção de luz medidas em campo (*kd_z90max_field*) foram calculadas para cada estação de amostragem e os valores estimados relacionados às profundidades do disco de Secchi medidos. Estes produtos automáticos já testados no Brasil (POMPÊO *et al.*, 2021; POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2022) também agilizam o trabalho de monitoramento, pois exigem apenas a fase de validação do algoritmo nativo, sem a necessidade de testar algoritmos específicos. Além disso, o número de pontos necessários para validar o produto automático é muito menor do que se houvesse a necessidade de testar um algoritmo e depois validá-lo, já que é recomendável que os dados empregados para testar o algoritmo não sejam utilizados para a sua validação. Estes produtos automáticos são alcançados após aplicar o *Case 2 Regional Coast Colour* (C2RCC). O C2RCC é um processador para correção atmosférica e recuperação de constituintes de água a partir de imagens ópticas de satélite adquiridas por uma variedade de sensores. As bases algorítmicas do C2RCC foram

estabelecidas por Schiller; Doerffer (1999), pioneiros em uma metodologia para resolver o problema da correção atmosférica e recuperação na água por meio de técnicas de aprendizado de máquina. Estes autores treinaram redes neurais artificiais com espectros representativos gerados por modelagem de transferência radiativa. As redes foram implementadas pela primeira vez no processador *Regional Case-2* para águas interiores específicas e genéricas, que mais tarde evoluiu para o processador *C2RCC* (BROCKMANN *et al.*, 2016) (<https://c2rcc.org/>). O *SNAP* disponibiliza três conjuntos de redes neurais: *C2RCC-Nets*, usado preferencialmente para tipos de água eutrófica a mesotrófica; *C2X_Nets*, empregado para águas com altas concentrações de material suspenso e concentração de clorofila e *C2X-COMPLEX-Nets*, para tipos de água opticamente complexas, para uso em águas interiores (https://seadas.gsfc.nasa.gov/help-8.3.0/c2rcc/C2RCC_S2MSI_ProcParameters.html).

Os estudos de avaliação da qualidade da água de reservatórios, auxiliando na tomada de decisões sobre monitoramento e manejo, são transversais na cadeia do Saneamento. Auxiliam na conservação dos recursos hídricos, em particular na melhoria da qualidade da água bruta, impactando de modo positivo na redução dos custos de captação de água bruta, mas em especial no tratamento dessa água, reduzindo os custos do tratamento e com impactos positivos na saúde pública. Deste modo, monitorar e manejar (preventivo e corretivo) são etapas fundamentais para garantir melhores condições de vida para a população (POMPÊO, 2017) e o sensoriamento remoto tem muito a contribuir na avaliação da qualidade da água de reservatórios.

Em estudos de qualidade das águas de lagos e reservatórios, o emprego de imagens de satélites com base em diferentes algoritmos validados, permite estimar as concentrações de clorofila a (Chla) (Fig. 1.44), material em suspensão, turbidez e a profundidade da luz (Disco de Secchi – DS) (Fig. 1.45) (RITCHIE; ZIMBA; EVERITT, 2003; GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016; DEUTSCH; ALAMEDDINE; EL-FADEL, 2018; POMPÊO *et al.*, 2021; POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2022), por exemplo. Inclusive, é possível de modo indireto inferir a densidade fitoplanctônica, empregando a relação entre a concentração de clorofila e a densidade de células do fitoplâncton (Figs. 1.46 e 1.47). Já os mapas gerados com esses algoritmos permitem observar a heterogeneidade espacial horizontal das variáveis ambientais estimadas (TYLER *et al.*, 2006; ZARAZA-AGUILERA; MANRIQUE-CHACÓN, 2019). A qualidade da água de reservatórios muito dendríticos pode refletir as diferentes contribuições da bacia hidrográfica para cada braço, como já comentado e a análise espacial empregando imagens de satélites permite não só compreender os usos e ocupações dos espaços, mas sua relação com a qualidade dessas águas (CAVALCANTE *et al.*, 2018; CHAVES *et al.*, 2019). Além disso, os mapas gerados são ótimas ferramentas para avaliações em grandes escalas espaciais. Na Fig. 1.48 é possível observar a cena completa de uma imagem Sentinel 2B, para a banda 8A (865 nm), e nela são apresentados uma dezena de reservatórios, em especial todos do Sistema Cantareira. Os algoritmos validados permitem não só estimar as concentrações de clorofila, por exemplo, mas também de inferir diferenças na qualidade da água, ao transformar os dados estimados em critérios de qualidade, como pelo cálculo do índice do estado trófico (IET) (Figs. 1.44 e 1.45) ou pelo emprego de alguma normativa (Fig. 1.47) (MACHADO; BAPTISTA, 2016; WATANABE *et al.*, 2018; CAIRO *et al.*, 2020; MARTINS *et al.*, 2020; POMPÊO *et al.*, 2021; POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2022). Deste modo, há inúmeras possibilidades de uso das imagens de satélites na avaliação da qualidade da água de reservatórios, subsidiando a tomada de decisão pelos gestores. As técnicas de análise de dados por meio das imagens de satélite deveriam ser inseridas na administração pública, particularmente quando há estruturas de monitoramento a campo e laboratórios bem estabelecidos, como observado no Estado de São Paulo (Brasil) (CARDOSO-SILVA; FERREIRA; POMPÊO, 2013).

Um dos órgãos mais relevantes no monitoramento do Estado, a CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, é a agência estadual responsável legal pelo controle, fiscalização, monitoramento e licenciamento de atividades geradoras de poluição, com a preocupação fundamental de preservar e recuperar a qualidade das águas, do ar e do solo. Desde 1974 a CETESB é responsável pela operação da Rede de Monitoramento de Qualidade das Águas Interiores do Estado (CETESB, 2020). Esta rede conta com centenas de pontos de monitoramento da água, de praias para balneabilidade de reservatórios e rios e do sedimento (CETESB, 2016). Com base nestas informações levantadas, desde 1978 anualmente a CETESB disponibiliza um relatório de avaliação da qualidade das águas interiores, um marco legal do monitoramento público estadual. Mais recentemente, essa ampla base de dados pode ser acessada pelo seguinte link <https://sistemainfoaguas.cetesb.sp.gov.br>. Deste modo, no presente já há grande conjunto de informações públicas para muitas massas de águas interiores do Estado, que poderão ser utilizadas para validar os algoritmos visando seus usos com as imagens de satélites. Para a maioria dos reservatórios, a CETESB monitora com amostragens a cada dois meses e em um único ponto de coleta, já para outros reservatórios, há bases de dados com coletas mensais e amostragens em mais de um ponto de coleta. Assim, esta sólida estrutura de pesquisa presente em São Paulo tem grande potencial para construir uma rede de monitoramento da qualidade das águas, empregando conjuntamente dados de campo e algoritmos aplicados às imagens de satélites.

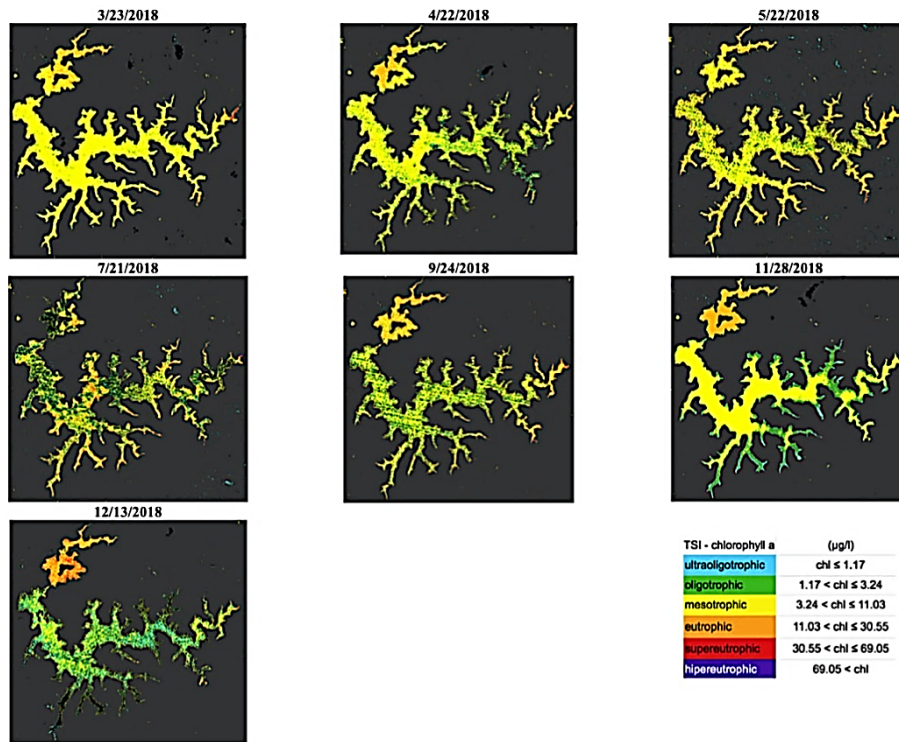


Figura 1.44: Mapas de concentração de clorofila (µg/L) nos reservatórios Jaguari e Jacareí (Sistema Cantareira, São Paulo) para os anos de 2018, estimados a partir do produto C2RCC-C2Xconc_chl. As cores representam diferentes níveis tróficos. IET, índice de estado trófico; chl, clorofila a. Segundo Pompêo *et al.* (2022).

Vale destacar que o sensoriamento remoto não prescinde de dados de campo, pelo contrário. Para validar robustos algoritmos é fundamental que a equipe possua sólida estrutura para executar os trabalhos de campo e de laboratório. Esta estrutura permitirá coletar as amostras de água empregando métodos recomendados pela literatura internacional. Além disso, viabilizará a condução de análises físicas, químicas e biológicas essenciais para compreender o ambiente não apenas em termos de sensoriamento remoto, mas também do ponto de vista limnológico. Deste modo, o grupo deve contar com o apoio de um laboratório bem equipado para realizar essas análises. O trabalho de coleta em campo é necessário, pois há obrigatoriedade para validar os valores estimados, comparando-os com a realidade de campo. Complementarmente, a equipe deve ter sólido conhecimento sobre a estrutura e funcionamento de reservatórios. Portanto, a equipe de pesquisa deve ser multidisciplinar, incluindo a necessidade de contar com o apoio de um Limnólogo e um Ficólogo, para a etapa de identificação e contagem do fitoplâncton, por exemplo, e um Químico, para apoio no campo e laboratório. Também deve compor a equipe profissionais com formação inicial no Sensoriamento Remoto. Para um dado reservatório, estudos prévios permitem ter o conhecimento sobre a sua estrutura e função, o que auxiliará a compreender as heterogeneidades espacial (horizontal e vertical) e temporal da massa de água. Além disso, estes estudos prévios auxiliarão na indicação de possíveis pontos de coletas para novos estudos. Como apresentado, os reservatórios têm dinâmica própria, mas com grande influência externa. Para melhor compreendê-los, são necessário estudos e em várias estações de coletas, contemplando amostragens na água e no sedimento, bem como em diferentes escalas temporais, da nictimeral às plurianuais, rotineiramente executadas nos estudos limnológicos.

Testar correções atmosféricas e validar algoritmos são etapas necessárias no sensoriamento remoto. No entanto após esta fase, inicia-se o ponto de partida para os estudos limnológicos de avaliação da qualidade da água.

A afirmação de que o sensoriamento remoto não prescinde de dados de campo é correta, principalmente até a etapa de validação do algoritmo. Posteriormente à validação, o algoritmo considerado o mais robusto poderá ser empregado para previsões futuras, em especial no curto prazo. Isso implica que, caso o reservatório estudado

não apresente grandes alterações nas suas propriedades ópticas, refletido por alterações na qualidade da água ou na composição algal, o algoritmo validado poderá ser empregado sem prévia nova validação, isto é, sem a necessidade de coletar novas amostras para revalidação.

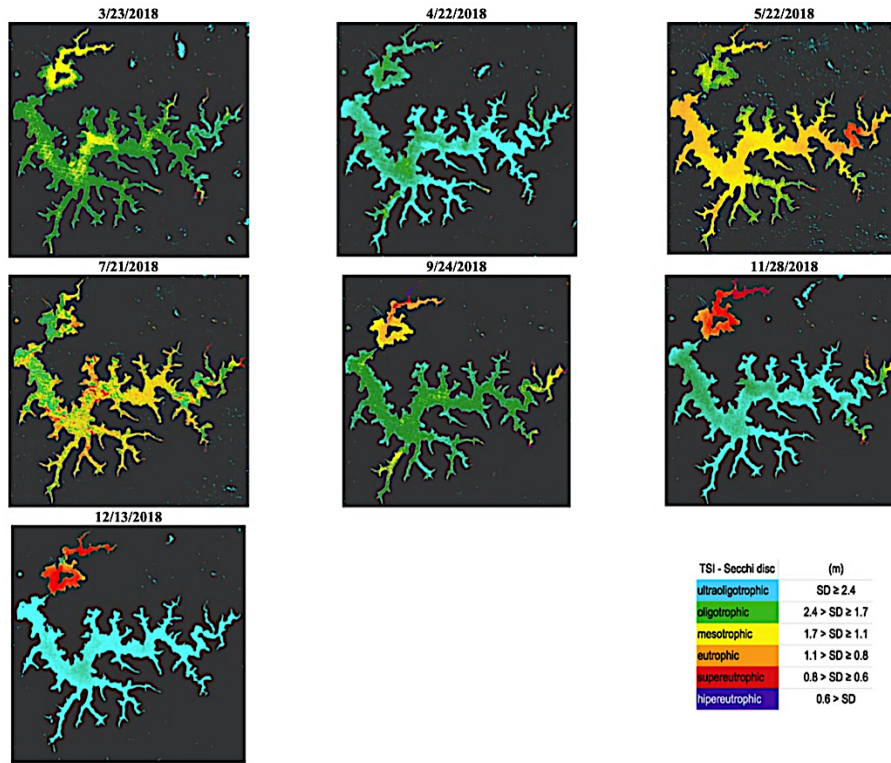


Figura 1.45: Mapas das profundidades do disco de Secchi (SD) (m) dos reservatórios Jaguari e Jacaréi (Sistema Cantareira, São Paulo) para o ano de 2018, estimados a partir da equação ajustada para o produto C2RCC-Nets (kd_z90max). As cores representam diferentes níveis tróficos. TSI, índice de estado trófico. Segundo Pompêo *et al.* (2021).

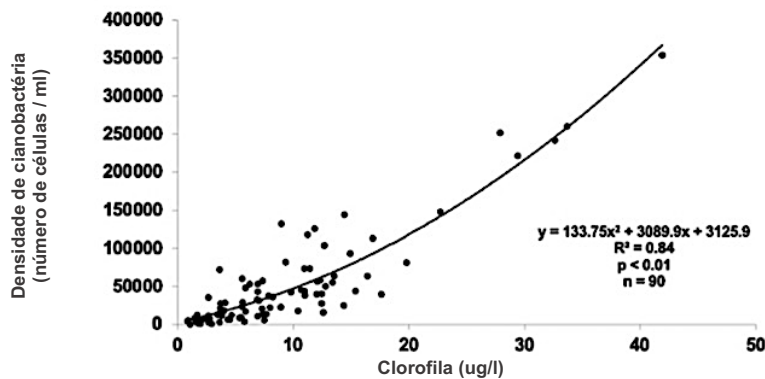


Figura 1.46: Relação entre a concentração de clorofila e a densidade de células de cianobactérias determinadas em campo pela CETESB, para o período de julho de 2015 a dezembro de 2018. Segundo Pompêo *et al.* (2021).

É recomendável periodicamente monitorar o reservatório visando levantar dados para revalidar o algoritmo, principalmente caso seja notada mudança no padrão da qualidade da água, como proveniente de alterações na estrutura da comunidade fitoplanctônica, em especial caso haja substituição no domínio do grupo algal, passando

da Classe Chlorophyceae para Cyanophyceae, por exemplo. Desde modo, há que sempre testar e revalidar os algoritmos, comparando os valores de campo com os estimados, o que implica no constante trabalho de campo, de laboratório e de escritório.

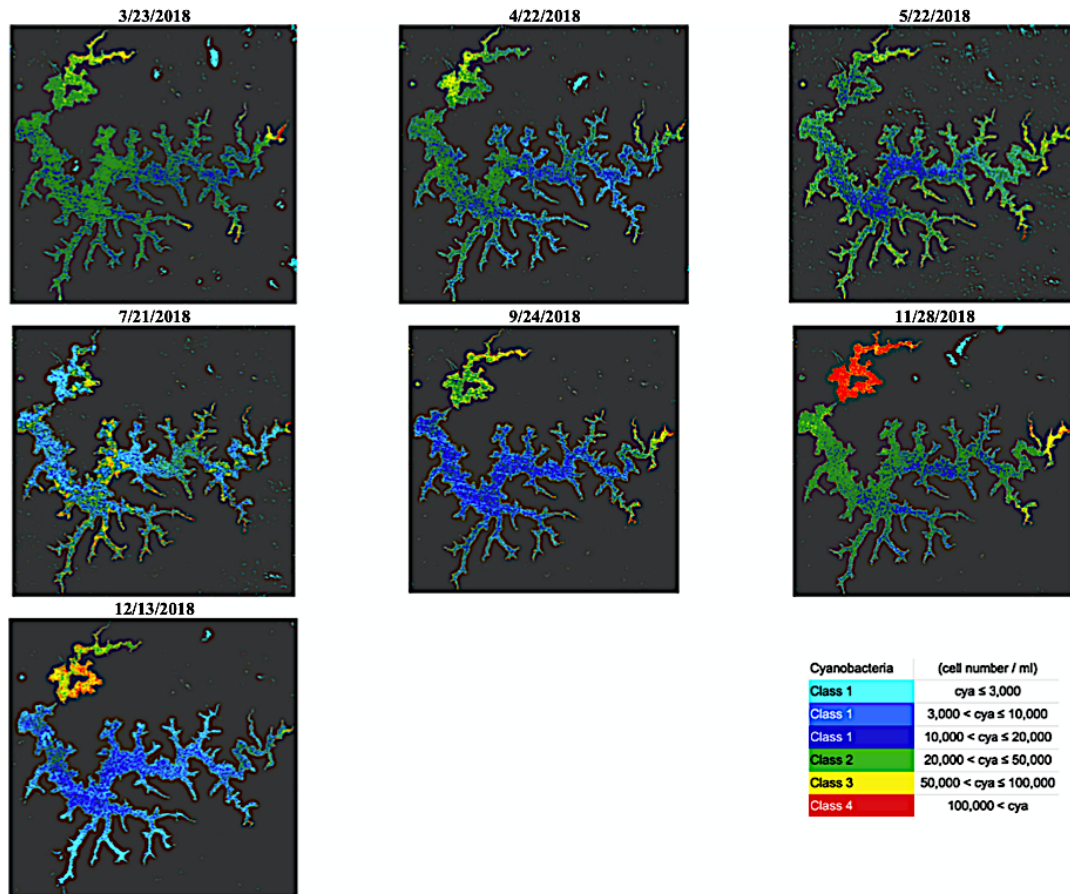


Figura 1.47: Mapas das inferências das densidades de células de cianobactérias (cya) (células/ml) nos reservatórios JG e JC, obtidos a partir de imagens do Sentinel 2 para o ano de 2018. As cores também representam diferentes classes de uso (adaptado de Brasil, 2005), segundo Pompêo *et al.* (2021).

Para os estudos de reservatórios, o sensoriamento remoto não é um fim em si, mas um meio que auxilia a compreender sua estrutura e função. No entanto, seu uso é limitado apenas à camada superficial, a porção que os sensores dos satélites conseguem enxergar na massa de água.

Na Fig. 1.10 foram apresentados os perfis de três reservatórios paulistas, o Barra Bonita, o Jaguari e o Atibainha, para o ano de 2021. Nesses perfis é possível observar que estes reservatórios possuem marcadas diferenças nas concentrações de ficocianina e clorofila e de condutividade elétrica, ao longo da coluna de água. Para o Barra Bonita, podem ser observadas as maiores concentrações de ficocianina e de condutividade elétrica, enquanto que para o Atibainha são observados os menores valores, já o Jaguari possui valores intermediários. Por conta das suas elevadas concentrações de clorofila e de ficocianina, representando uma grande quantidade de matéria orgânica para ser decomposta, isto é, uma elevada DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), o Barra Bonita tem uma camada de mais de 5 m com baixíssimas concentrações de OD, iniciando próximo dos 4 m de profundidade até o fundo, inclusive com marcada anoxia. Da mesma forma, os demais reservatórios, ambos têm extensas zonas com baixíssimas concentrações de OD e anoxia, representando uma camada de quase 8 m de extensão. Toda essa complexidade observada nos estudos de campo com amostragem em perfil não é avaliada pelo uso de algoritmos e imagens de satélites. Além disso, as maiores concentrações de ficocianina e de clorofila

observadas para o reservatório de Atibainha, estão abaixo de 5 m de profundidade, não contabilizadas pelas imagens de satélites, já que o disco de Secchi estava a 2,0 m para o Atibainha. Neste caso, as estimativas dessas concentrações para o Atibainha, realizada por meio de algoritmos e pelas imagens de satélites, estarão subestimados. Este exemplo deixa claro a importância de o grupo contar com a experiência de Limnólogos e da necessidade das amostragens em perfil, quando o objetivo principal é avaliar a qualidade da água, fundamental para compreender a dinâmica e toda a massa de água, não só a camada superficial, observada pelo satélite. Com o sensoriamento remoto é possível ter ampla cobertura espacial horizontal para toda a massa de água superficial, impossível de obter mesmo com múltiplas equipes trabalhando em campo. Já os trabalhos de campo em perfil, oferecem uma visão de toda a massa de água, da camada superficial até a zona mais profunda, auxiliando a compreender o processo de estratificação e de mistura, por exemplo, não avaliados pelo sensoriamento remoto. Deste modo, ambas as abordagens se complementam e um estudo incorporando aspectos do sensoriamento remoto e da Limnologia clássica, oferece uma visão muito mais abrangente e completa do reservatório do que os estudos executados de modo independente. Para outra data, nas Figs. 1.38 e 1.39 podem ser observados padrões semelhantes para os braços de Barra Bonita.

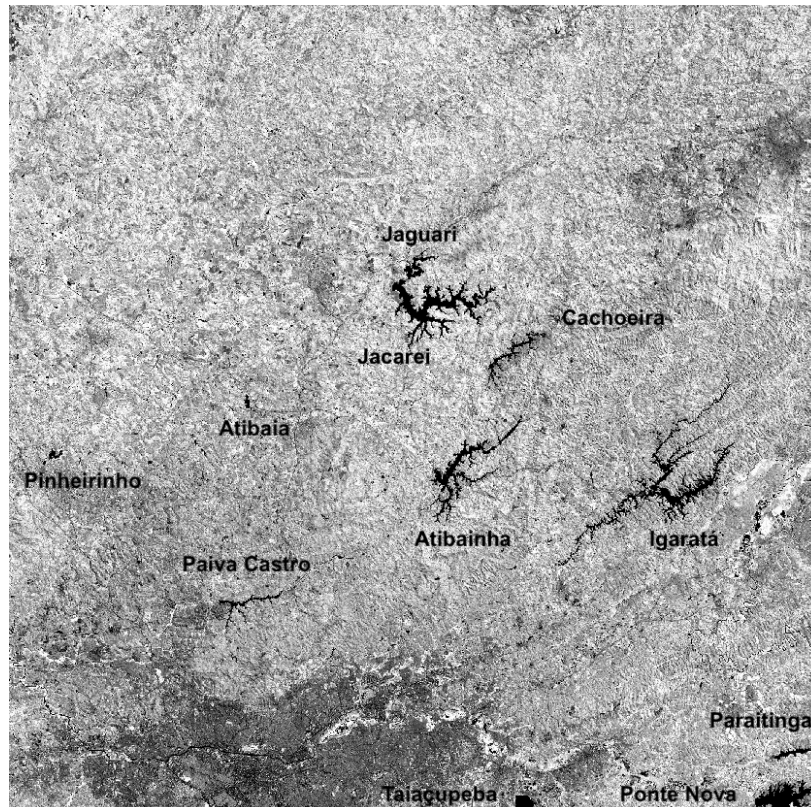


Figura 1.48: Cena completa de uma imagem Sentinel 2, no nível L1C de processamento, para a data de 9/09/2018, relativo à banda B8A (865 nm) (S2B_MSIL1C_20180909T131239_N0206_R138_T23KLQ). Nesta única cena é possível observar todos os reservatórios do Sistema Cantareira, entre outros.

No presente a Universidade de Valência (Valência, Espanha) conta com um importante grupo de pesquisa multidisciplinar na área de sensoriamento remoto aplicado à qualidade da água de reservatórios. O grupo é composto por mais de uma dezena de especialistas, seja da área de Limnologia de reservatórios, coordenado pelo Prof. Eduardo Vicente (Campus de Burjassot) e pelo grupo de Processamento de Imagens (Campus de Paterna), coordenado pelo Prof. Jesus Delegido. O Prof. Eduardo é um Limnólogo clássico com extrema experiência nos estudos de reservatórios dos rios Ebro e Jucar, por exemplo. Já o Prof. Jesus, de formação inicial em física, concentrou seu doutorado na área. No presente, o grupo desenvolve estudos de radiometria de campo para as estimativas de clorofila, ficocianina, sólidos em suspensão, turbidez e disco de Secchi, por exemplo, com

imagens Sentinel 2, em mais de duas dezenas de reservatórios espanhóis. Também empregam os Sentinel 1 e 3 nos seus estudos. Recentemente o grupo levantou dados em quase duas dezenas de reservatórios paulistas. Este grupo também vem trabalhando com *machine learning* aplicado ao sensoriamento remoto e à qualidade das águas. Esta parceria se intensificou nos últimos anos e permitiu formar Biólogos / Limnólogos com experiência no Sensoriamento Remoto, mas também Mestres e Doutores com experiência no campo e em Ecologia de reservatórios.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Através dos estudos de casos apresentados neste manuscrito, foi possível observar que os reservatórios refletem na qualidade das suas águas os usos e ocupações de suas bacias hidrográficas, mas também são modulados pela sua dinâmica própria (TUNDISI, 1981). Os mais dendríticos podem se apresentar muito compartimentados, com marcadas diferenças na qualidade da água nos seus respectivos braços, muitas vezes como consequência dos usos de sua microbacia hidrográfica, somado à sua dinâmica própria, como seu tempo de residência, por exemplo. Assim, um braço do reservatório, cuja microbacia é mais protegida, provavelmente terá água de melhor qualidade do que aquele braço com sua microbacia com usos mais intensos. Isso também implica, do ponto de vista de gestão, que os braços com melhor qualidade devem ter as suas bacias hidrográficas mais protegidas, o que permitirá manter por mais tempo essa melhor qualidade observada na massa de água. Já os braços com pior qualidade devem ser recuperados. Para essas regiões mais comprometidas, visando reduzir o aporte de nutrientes, o mais indicado é controlar os usos da bacia hidrográfica, mantendo usos que causem menor impacto no reservatório, para as fontes difusas. Já para as fontes pontuais, como o lançamento de esgotos domésticos e industriais, o mais indicado é a coleta e o tratamento das águas servidas em adequadas estações de tratamento de esgotos. Como apontado por Pompêo (2017), para melhor compreender a dinâmica de um dado reservatório ou de um de seus braços, é necessário estudar a sua bacia hidrográfica. Segundo esse autor, do mesmo modo, quando se quer alterar padrões da massa de água de um dado reservatório ou braço, muitas vezes a solução encontra-se na própria bacia hidrográfica e não necessariamente no corpo de água. Também é recomendável proteger as margens dos rios e reservatórios com uma vegetação nativa, criando-se um ecótono entre o entorno e a água propriamente dita, uma zona de amortecimento para reduzir o impacto direto das áreas adjacentes.

Vale também reforçar, que os reservatórios são corpos de água fortemente modificados (EUROPEAN UNION, 2003) pois, com o barramento, deixou de existir o rio original.

Como apontado por Tundisi (1981), as características morfométricas e a posição na bacia hidrográfica, fazem com que os reservatórios funcionem como acumuladores de informações processadas dentro de sua bacia hidrográfica, decodificadas pelas comunidades biológicas, refletidas por alterações na composição fitoplanctônica e zooplanctônica. Deste modo, os reservatórios são depositários dos eventos presentes e passados de sua bacia de drenagem, cuja dinâmica, estrutura e funcionamento, repousam fortemente na influência externa (HENRY, 1990). Portanto, para compreender a sua estrutura e dinâmica, não basta unicamente estudá-lo ao longo de seu eixo principal e tributários, em inúmeras estações de coletas ou mesmo só na zona da barragem. Há também que realizar um estudo mais amplo, que considere sua bacia, ao menos as sub-bacias de seus principais tributários.

Como discutido, as estratégias de monitoramento das massas de águas também mudaram, quando comparado com os estudos desenvolvidos no século passado no Brasil. Hoje, para melhor compreender a qualidade da água de um dado reservatório, é conveniente estudá-lo em diversas estações de coletas e braços e não unicamente na zona da barragem, do contrário, apenas este compartimento será melhor avaliado. Mas cabe reforçar que estudos contemplando amostragens só na zona da barragem também têm seus méritos e definitivamente não podem ser descartados, mas sempre pensando nos objetivos traçados pelos pesquisadores.

O Brasil tem sólida deficiência na cobertura de saneamento, particularmente relacionada à coleta e tratamento dos esgotos. Segundo o *Atlas Esgotos* (ANA, 2017), 43% da população brasileira possui esgoto coletado e tratado e 12% utilizam-se de fossa séptica como solução individual. Isso implica que 55% da população possui tratamento considerado adequado. No entanto, 18% têm seu esgoto coletado, mas não tratado, o que pode ser considerado como um atendimento precário; e 27% não possuem coleta nem tratamento, isto é, sem atendimento por serviço de coleta sanitário. Considerando 210 milhões de habitantes, com base no *Atlas Esgotos*, estima-se em 95 milhões de pessoas em equivalente esgoto sem tratamento no Brasil. Pompêo; Moschini-Carlos (2012) estimaram que na década de 2010, cerca de 10 milhões de pessoas despejavam esgoto sem tratamento na RMSP. A grande carga de nitrogênio e fósforo presente nos esgotos *in natura*, passa a ser um problema

recorrente, contribuindo para agravar o quadro de degradação da qualidade das águas brasileiras. Sem dúvida a eutrofização deve ser considerada o principal problema de deterioração da qualidade, em particular dos reservatórios do país (TORREMORELL *et al.*, 2021). Deve-se considerar que nas águas contaminadas por ações antrópicas, motivadas pelos lançamentos de esgotos *in natura*, sem tratamento, abrem-se outras possibilidades de contaminações, destacando-se os contaminantes orgânicos, emergentes e fármacos (ALMEIDA; WEBER, 2005; CUNHA *et al.*, 2011; SANTOS *et al.*, 2012; SODRÉ *et al.*, 2010; LÓPEZ-DOVAL *et al.*, 2017), ou até mesmo pela presença de drogas ilícitas, inclusive na água já tratada e empregada no abastecimento público (CAMPESTRINI; JARDIM, 2017; LÓPEZ-DOVAL *et al.*, 2017), o que deveria ser evitado ou ao menos minimizado. Deste modo, é crucial rotineiramente acompanhar a qualidade de nossas águas. Mas ao fazê-lo de modo presencial, há grande esforço decorrente da constituição e manutenção de equipes de monitoramento para os trabalhos de campo, que são extremamente necessários, bem como de uma expressiva estrutura laboratorial para realizar todas as análises pertinentes. Basta conhecer a estrutura da CETESB para se ter ideia dos custos e dificuldades envolvidas para manter sua excelente estrutura de trabalhos de campo e de laboratórios, além de possuir uma equipe bem qualificada, o que também é complexo para se obter e manter.

Como apresentado ao longo deste manuscrito, no presente há outras possibilidades para se estimar a profundidade do disco de Secchi e as concentrações de clorofila e de ficocianina, por exemplo, na massa de água superficial, sem a necessidade da rotineira visita à campo. Os algoritmos aplicados às imagens de satélites têm se mostrado particularmente robustos nestas estimativas. Além das estimativas também é possível empregar esses algoritmos para fazer inferências qualitativas, como pelo cálculo do IET de cada reservatório estudado. O emprego das imagens de satélites pode minimizar os custos dos trabalhos de campo, visto reduzir o número de amostragens necessárias, inclusive na escala temporal, também reduzindo os custos de laboratório, pois um menor número de amostras poderá ser analisado. O sensoriamento remoto não prescinde do trabalho de campo, pelo contrário, como comentado, mas é excelente meio para rapidamente avaliar a qualidade da água superficial de inúmeros reservatórios e apontar aqueles que merecem maior detalhamento, com novos estudos a campo. Além disso, há cobertura para todo o Estado de São Paulo com imagens Sentinel 2, além das imagens e do SNAP serem gratuitos para baixar e utilizar. Adicionalmente, o SNAP, após a correção atmosférica C2RCC, disponibiliza alguns produtos automáticos, como já discutido neste manuscrito, que agilizam o trabalho de estimar a concentração de clorofila e, portanto, também agiliza a tomada de decisão.

Se ater as amostragens em perfil, em um mesmo dia, não permite a coleta em muitas estações. A experiência demonstra que em perfil, é possível coletar no máximo entre seis a sete estações de coletas distribuídas ao longo do reservatório. Caso as amostras sejam coletadas apenas na porção mais superficial, até a profundidade do disco de Secchi, é possível coletar em mais de cinquenta pontos (POMPÊO *et al.*, 2015). Com os dados levantados nestas inúmeras estações e trabalhando em um ambiente georreferenciado empregando técnicas geoestatísticas, é possível gerar mapas temáticos de concentrações e mesmo de qualidade da água (POMPÊO *et al.*, 2021; POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS 2022) e do sedimento. Exemplos para o sedimento são apresentados na Fig. 1.49. Deste modo, os mapas temáticos gerados permitem avaliar se há marcada heterogeneidade espacial horizontal, seja para a massa de água ou para os sedimentos superficiais.

Mas também é possível verificar tendências ao longo de um gradiente horizontal, ao amostrar inúmeras estações de coletas distribuídas por todo um dado reservatório. Além disso, é possível comparar diversos reservatórios, mesmo considerando poucas estações de coletas amostradas por reservatório (POMPÊO *et al.*, 1998; 2017). Coletas em uma única estação ou em diversas estações de coletas permitem diferentes olhares, atendendo a objetivos específicos, todos com seus méritos. Somam-se também o uso de novas ferramentas ou abordagens, seja por meio de sondas, como uma C3 ou uma *Troll 500*, passando por imagens de satélites, como comentado, ou por testes de toxicidade da água e do sedimento. É possível estudar temas novos e não legislados, como drogas ilícitas ou microplásticos, presentes na água e no sedimento (POMPÊO *et al.*, 2019; 2022a e b). No presente há também inúmeras possibilidades de testes estatísticos para a análise de dados, como demonstrado através do estudo de casos de Barra Bonita, que dão maior solidez para as conclusões.

Com base no discutido neste manuscrito, o monitoramento com amostragens em uma única estação de coleta, apesar da importância desse estudo, é uma simplificação da realidade, pois não considera toda a complexidade do reservatório, ao menos na escala horizontal. O valor desse monitoramento está baseado principalmente em ser um estudo contínuo, para observação de mudanças nos padrões em uma longa série histórica e, do ponto de vista comparativo, caso seja aplicado o mesmo estudo em dezenas de reservatórios, com a opção de enquadrá-los em categorias. O ideal seria aplicar mais de uma abordagem em cada reservatório, como discutido, e também empregar o sensoriamento remoto, que permite uma abrangência espacial e temporal bem

significativa. Os algoritmos validados oferecem uma oportunidade única para mensalmente e rapidamente avaliar a qualidade da água de uma dezena ou mais de reservatórios, indicando aqueles que necessitam de detalhamento no monitoramento *in loco*.

Também é interessante balizar os estudos em reservatórios empregando a Diretiva Quadro da Água (DQA). Segundo a DQA, seu principal objetivo é o alcance do bom estado ecológico e do bom estado químico (EC, 2000), em todas as massas de água, inclusive nos reservatórios. No caso de reservatórios, adota-se o bom potencial químico e ecológico pois, como massas de água altamente modificadas (EUROPEAN UNION, 2003), as condições de referência não são as naturais, sem impacto antrópico, mas as definidas por especialistas (CARDOSO-SILVA; FERREIRA; POMPÊO, 2013). A DQA adota abordagem ecossistêmica com o intuito de que os reservatórios atinjam estado de degradação mínimo, com as condições, físicas, químicas, hidromorfológicas e biológicas com 'ligeiro' desvio em relação às condições de referência (ACREEMAN; FERGUSON, 2010; FILIPE *et al.*, 2019). A DQA tem caráter revolucionário, pois a qualidade da água está atrelada a qualidade ecológica do ambiente (MOSS, 2008), e não apenas ao uso, apesar da relevância da norma brasileira, a CONAMA 357 (BRASIL, 2005). Aplicando a DQA é possível trazer luz ao tema qualidade da água de reservatórios e seus potenciais químicos e ecológicos, com base em diversos indicadores, fundamentais para balizar programas de gestão ambiental e também direcionar programas de monitoramento e manejo dos reservatórios. Leal *et al.* (2018) (Fig. 1.49a), Cardoso-Silva *et al.* (2021) e Biamont-Rojas *et al.* (2022) (Fig. 1.49b) são exemplos de usos da DQA aplicados à realidade brasileira, entre outros.

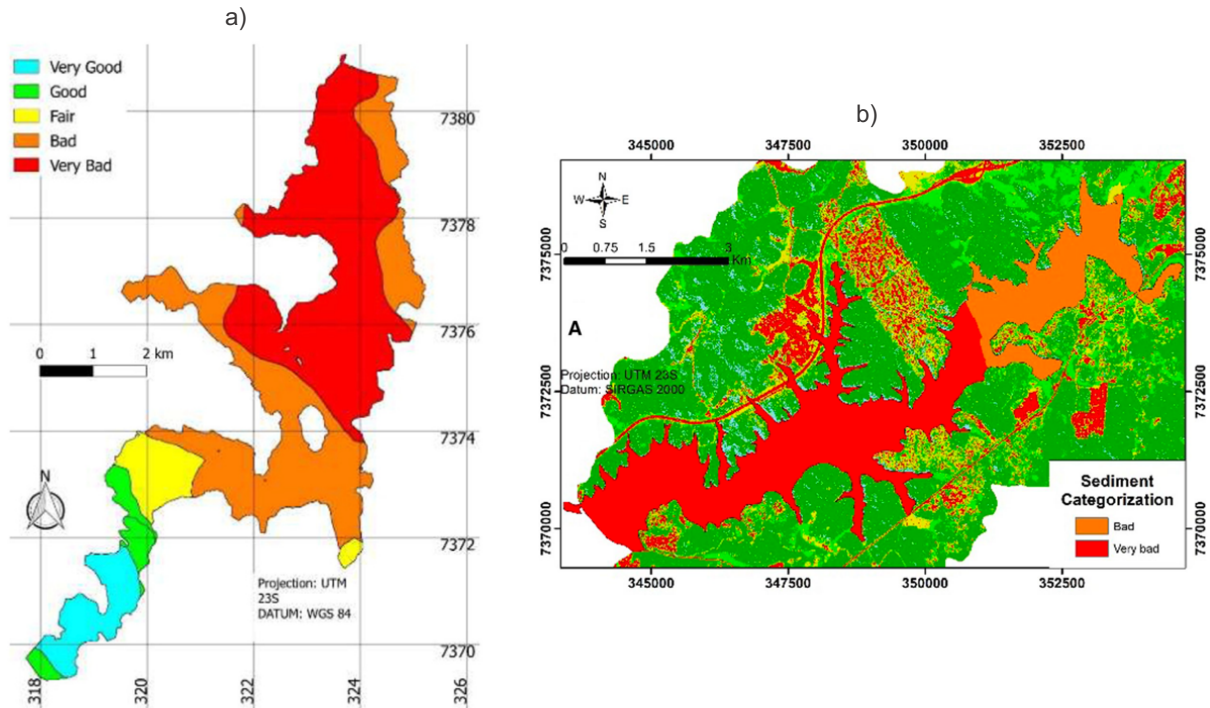


Figura 1.49: Toxicidade potencial do sedimento da Guarapiranga (a – Leal, *et al.* (2018)) e do braço Rio Grande da Billings (b – Biamont-Rojas *et al.* (2022)).

É importante destacar que a limnologia do Brasil já atingiu a maturidade e hoje são inúmeros os especialistas que poderão compor equipes multidisciplinares. Essas equipes podem fornecer apoio aos gestores para melhor definir as estratégias de monitoramento e de controle da massa de água de reservatórios, e do próprio sedimento. No detalhado exemplo apresentado sobre o reservatório de Barra Bonita, discutido neste manuscrito, além dos demais estudos de casos apresentados, foi possível observar que são várias as abordagens possíveis aplicar como monitoramento regular, passando pelos estudos considerados clássicos aos mais contemporâneas. No seu conjunto, esses diferentes e complementares estudos oferecem a possibilidade de melhor avaliar a estrutura e função dos reservatórios. Deste modo, como sugestão, no monitoramento de reservatórios o mais indicado seria empregar diferentes olhares, pois cada um deles privilegia um conjunto de objetivos e a somatória

desses olhares e objetivos atingidos permitem realizar um diagnóstico bem mais abrangente sobre o ambiente estudado. Da mesma maneira, estes múltiplos estudos também devem ser utilizados para definir a estratégia de monitoramento e as propostas para o controle da entrada de nutrientes no reservatório, quando necessário. Essa abordagem integrada garantirá maior sucesso e provavelmente um menor tempo de resposta dessas ações de controle, mas também empregando os recursos financeiros de maneira mais eficiente.

Este manuscrito foi escrito tendo em mente que ocorreram avanços nos estudos limnológicos de reservatórios, tanto técnicos, em decorrência do desenvolvimento de novos equipamentos e de análise de dados (*softwares*), por exemplo, mas também conceituais. Estes avanços, no presente, conferem um cenário muito distinto e novas possibilidades de estudos nos reservatórios, impensáveis no início de 1970 no Brasil. Cabe ao grupo discutir quais objetivos perseguir e os meios para atingi-los, inclusive, optando pelos importantes estudos considerados mais clássicos.

AGRADECIMENTOS

Agradecimentos ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) e à Fapesp (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo), pelo suporte financeiro aos trabalhos do grupo e aos Profs. Ana Lucia Brandimarte, Marisa Dantas Bitencourt e Sergio Tadeu Meirelles, do Depto de Ecologia (IB, USP), pelas inúmeras e produtivas conversas. A Natália Targhetta, pelo apoio com as imagens de satélites.

REFERÊNCIAS

ACREEMAN, M. C.; FERGUSON, J. Environmental flows and the European Water Framework Directive. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 32-48, 2010.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA E SANAMENTO BÁSICO. ANA. **Atlas esgotos**: despoluição de bacias hidrográficas. Brasília: ANA/MMA, 2017. 265 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. ANA. **Dados de referência acerca da outorga do Sistema Cantareira**. São Paulo: ANA/DAEE, 2016. 135 p.

ALMEIDA, G. A.; WEBER, R. R. Fármacos na represa Billings. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 6, n. 2, p. 7-13, 2005.

BARBOSA, F. A. R. *et al.* The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê basin, São Paulo State, Brazil. *In*: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology/Brazilian Academic of Sciences/Backhuys, 1999. p. 425-437.

BARBOZA, G. C.; TEIXEIRA FILHO, J. Modelagem da carga de fósforo na bacia do rio Piracicaba. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20., 2013, Bento Gonçalves. **Anais [...]**. Bento Gonçalves: ABRH, 2013.

BARBOZA, G. C.; TEIXEIRA FILHO, J. Simulação da carga de nitrogênio na bacia do rio Piracicaba. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20., 2013, Bento Gonçalves. **Anais [...]**. Bento Gonçalves: ABRH, 2013.

BIAMONT-ROJAS, I. E. *et al.* Ecotoxicology and geostatistical techniques employed in subtropical reservoirs sediments after decades of copper sulfate application. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 45, p. 2415-2434, 2023.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº. 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BROCKMANN, C. *et al.* Evolution of the C2RCC neural network for sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters. *In*: LIVING PLANET SYMPOSIUM, 2016, Prague. **PROCEEDINGS [...]**. PRAGUE: ESA, 2016. p. 54.

CAIRO, C. *et al.* Hybrid chlorophyll-a algorithm for assessing trophic states of a tropical Brazilian Reservoir based on MSI/Sentinel-2 Data. **Remote Sensing**, v. 12, n. 1, p. 40, 2020.

- CALIJURI, M. C.; TUNDISI, J. G. Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita – Estado de São Paulo: mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 4, p. 893-913, 1990.
- CAMPESTRINI, I.; JARDIM, W. F. Occurrence of cocaine and benzoylecgonine in drinking and source water in the São Paulo State region, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 576, p. 374-380, 2017.
- CARDOSO-SILVA, S.; FERREIRA, T.; POMPÊO, M. Diretiva quadro da água: uma revisão crítica e a possibilidade de aplicação ao Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 16, n. 1, p. 39-58, 2013.
- CARDOSO-SILVA, S. *et al.* An abiotic typology and reference conditions for nutrients and chlorophyll-a in subtropical reservoirs (São Paulo State, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 3, p. 16029-16041, 2021.
- CARDOSO-SILVA, S. *et al.* Compartimentalização e qualidade da água: o caso da represa Billings. **Bioikos**, v. 28, p. 31-43, 2014.
- CAVALCANTE, H. *et al.* Influence of the use and the land cover of the catchment in the water quality of the semiarid tropical reservoirs. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing**, v. 7, n. 7, p. 389-398, 2018.
- CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Águas interiores: publicações e relatórios**. São Paulo: CETESB, 1998.
- CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Programa de monitoramento**. São Paulo: CETESB, 2020.
- CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo, 2015**. São Paulo: CETESB, 2016. 537 p.
- CHAVES, L. C. G. *et al.* Water quality and anthropogenic impact in the watersheds of service reservoirs in the Brazilian semi-arid region. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 50, n. 2, p. 223-233, 2019.
- CONOVER, W. J. **Practical nonparametric statistics**. 2. ed. New York: Wiley, 1980.
- DELEGIDO, J. *et al.* Aplicaciones de sentinel 2 a estudios de vegetación y calidad de aguas continentales. *In*: Simposio internaciol SELPER, 17., 2016, Puerto Iguazú Misiones. **Anais [...]**. Puerto Iguazú Misiones: Universidad Nacional de Luján/Universidad Autónoma de Entre Rios, 2016. p. 1111-1126.
- DELEGIDO, J. *et al.* Estudio de la calidad del agua en lagos y embalses de la Comunidad Valenciana (España) con Sentinel 2. *In*: SIMPOSIO INTERNACIONAL DE LA SOCIEDAD LATINOAMERICANA DE PERCEPCIÓN REMOTA Y SISTEMAS DE INFORMACIÓN ESPACIAL, 18., 2018, Habana. **Anais [...]**. Habana: SELPER, 2018.
- DELEGIDO, J. *et al.* Estudio de la concentración de clorofila en el embalse de Itupararanga (Brasil) con imágenes Sentinel-2. *In*: CONGRESO NACIONAL DE TELEDETECCIÓN, 18., 2019, Valladolid. **Anais [...]**. Valladolid: CGAT, 2019.
- DELEGIDO, J. *et al.* Modelo empírico para la determinación de clorofila-a en aguas continentales a partir de los futuros Sentinel-2 y 3. Validación con imágenes HICO. **Revista de Teledetección**, v. 41, p. 37- 47, 2014.
- DEUTSCH, E. S.; ALAMEDDINE, I.; EL-FADEL, M. Monitoring water quality in a hypereutrophic reservoir using landsat ETM+ and OLI Sensors: how transferable are the water quality algorithms? **Environmental and Monitoring Assessment**, v. 190, n. 3, p. art. 141, 2018.
- EUROPEAN UNION. **Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC)**. Luxembourg: EU, 2003. 153 p. (Guidance document, 7 - Monitoring under the water framework directive).
- EUROPEAN UNION. Directive 2000/60/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. **EUR-Lex**, 22 Dec. 2000.

- FILIFE, A. F. *et al.* The European water framework directive facing current challenges: recommendations for a more efficient biological assessment of inland surface waters. **Inland Waters**, v. 9, n. 1, p. 95-103, 2019.
- GHOLIZADEH, M. H.; MELESSE, A. M.; REDDI, L. A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques. **Sensors**, v. 16, n. 8, p. 1298, 2016.
- GRANGER, C. W. J. Investigating causal relations by econometric models and cross-spectral methods. **Econometrica: Journal of the Econometric Society**, v. 37, n. 3, p. 424-438, 1969.
- GRENDAITÉ, D. *et al.* Chlorophyll-a concentration retrieval in eutrophic lakes in Lithuania from Sentinel-2 data. **Geologija Geografija**, v. 4, n. 1, p. 15-28, 2018.
- HAMMER, Ø, PAST - Paleontological Statistic, **Reference manual**, Version 4.14, Natural History Museum University of Oslo, 2023.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. art. 4, 2001.
- HENRY, R. O crescimento potencial do fitoplâncton da represa de barra Bonita (rio Tietê, SP): uma comparação sazonal dos efeitos de enriquecimento artificial em amostras de seus tributários **Ciência & Cultura**, v. 38, n. 9, p. 1553-1564, 1986.
- HENRY, R. **Estrutura especial e temporal do ambiente físico e químico a análise de alguns processos ecológicos na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP) e na sua bacia hidrográfica.**1990. Tese (Livre Docência) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 1990.
- HENRY, R. The oxygen deficit in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River, São Paulo, Brazil). **Japanese Journal of Limnology**, v. 53, n. 4, p. 379-384, 1992.
- HENRY, R. Primary production by phytoplankton and its controlling factors in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 53, p. 489-499,1993.
- HENRY, R. *et al.* Annual and short-term variability in primary productivity by phytoplankton and correlated abiotic factors in the Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 1B, p. 239-261, 2006.
- HENRY, R. *et al.* Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 4, p. 571-590, 1998.
- HINO, K.; TUNDISI, J. G.; REYNOLD, C. S. Vertical distribution of phytoplankton in a stratified lake (Lago Dom Helvécio, Southeastern, Brazil), with special reference to the metalimnion. **Japanese Journal of Limnology**, v. 47, n. 3, p. 239-246, 1986.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Coleção de mapas municipais:** Itirapina 2020. Rio de Janeiro: IBGE, 2020.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Padronização de marcos geodésicos.** Rio de Janeiro: IBGE/DGC/CGED, 2008. 27 p.
- JEFFREY, S. T.; HUMPHREY, G. F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. **Biochemie und Physiologie der Pflanzen**, v. 167, p. 191-194, 1975.
- KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. *In*: THORTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). **Reservoir limnology: ecological perspectives.** Hoboken: Wiley Interscience, 1990. p. 133-194.
- LEAL, P. R. *et al.* Impact of copper sulfate application at an urban Brazilian reservoir: a geostatistical and ecotoxicological approach. **Science of the Total Environment**, v. 618, p. 621-634, 2018.

- LÓPEZ-DOVAL, J. C. *et al.* Nutrients, emerging pollutants and pesticides in a tropical urban reservoir: spatial distributions and risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 1307-1324, 2017.
- MACHADO, M. T. S.; BAPTISTA, G. M. M. Sensoriamento remoto como ferramenta de monitoramento da qualidade da Água do Lago Paranoá (DF). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 2, p. 357-365, 2016.
- MARCÉ ROMERO, R. **Ter River influence on Sau Reservoir limnology: empirical and watershed-scale modeling**. 2007. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Barcelona, Barcelona, 2007.
- MARTINS, I. A. *et al.* Determination of the Trophic State Index (TSI) using remote sensing, bathymetric survey and empirical data in a tropical reservoir. **Limnetica**, v. 39, n. 2, p. 539-553, 2020.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonitareservoir, S.P.). *In*: SEGERS, H.; MARTEN, K. (Eds.). **Aquatic Biodiversity II: the diversity of aquatic ecosystems**. Amsterdam: Springer, 2005. p. 367-378.
- MÖLLER JUNIOR, O.; ABE, M. P. Oceanografia física. *In*: CALAZANS, D. **Estudos oceanográficos: do instrumental ao prático**. Pelotas: Textos, 2011.
- MORETTIN, P. A.; TOLOI, C. M. C. **Análise de séries temporais**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2006. v. 1.
- MOSS, B. The water framework directive: total environment or political compromise? **Science of the Total Environment**, v. 400, n. 1-3, p. 32-41, 2008.
- NISHIMURA, P. Y. *et al.* Does the plankton community follow the water quality heterogeneity in a tropical urban reservoir (Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil)? **Limnetica**, v. 33, p. 263-280, 2014.
- PEDRAZZI, F. J. M. *et al.* Spatial and temporal quality of water in the Itupararanga Reservoir, Alto Sorocaba Basin (SP), Brazil. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 5, p. 64-71, 2013.
- PEREIRA, A. R. A. *et al.* Retrieval and mapping of chlorophyll-a concentration from Sentinel-2 images in an urban river in the semiarid region of Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, n. 2, p. e2488, 2020.
- PEREIRA-SANDOVAL, M. *et al.* Calibration and validation of algorithms for the estimation of chlorophyll-a concentration and Secchi depth in inland waters with Sentinel-2. **Limnetica**, v. 38, n. 1, p. 471-487, 2019.
- POMPÊO, M. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros**. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2017. 138 p.
- POMPÊO, M., MOSCHINI-CARLOS, V. O abastecimento de água e o esgotamento sanitário: propostas para minimizar os problemas no Brasil. *In*: ROSA, A. H.; FRACETO, L. F.; MOSCHINI-CARLOS, V. (Orgs.). **Meio ambiente e sustentabilidade**. Porto Alegre: Bookman, 2012.
- POMPÊO, M., MOSCHINI-CARLOS, V. Avaliação da degradação da qualidade da água do reservatório Carlos Botelho em Itirapina, São Paulo, Brasil, por meio de imagens do satélite Sentinel 2. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 27, n. 2, p. 279-290, 2022.
- POMPÊO, M., MOSCHINI-CARLOS, V.; LÓPEZ-DOVAL, J. C (Orgs.). **Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos**. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2022a. 274 p.
- POMPÊO, M.; RANI-BORGES, B., PAIVA, T. C. B. (Orgs.). **Microplásticos e seus impactos ao meio ambiente**. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2022b. 216 p.
- POMPÊO, M., *et al.* Heterogeneidade espacial do fitoplâncton no reservatório de Boa Esperança (Maranhão - Piauí, Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 10. N. 2, p. 101-113, 1998.

- POMPÊO, M. *et al.* Heterogeneidade espacial horizontal da qualidade da água no reservatório Rio Grande, Complexo Billings, São Paulo, Brasil. *In: POMPÊO, M. et al. (Orgs.). Ecologia de reservatórios e interfaces.* São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2015. p. 82-95.
- POMPÊO, M., *et al.* Nitrogen and phosphorus in cascade multi-system tropical reservoirs: water and sediment. **Limnological Review**, v. 7, n. 3, p. 133-150, 2017.
- POMPÊO, M., *et al.* **Sentinel 2 (A e B)**: protocolo de instalação e uso para trabalhar imagens na avaliação da qualidade da água de reservatórios. São Paulo : Instituto de Biociências da USP, 2019. 38 p.
- POMPÊO, M., *et al.* Water quality assessment using Sentinel-2 imagery with estimates of chlorophyll a, Secchi disk depth, and Cyanobacteria cell number: the Cantareira System reservoirs (São Paulo, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 34990-35011, 2021.
- PRADO, R.B.; NOVO, E. M. L. M. Avaliação espaço-temporal da relação entre o estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP) e o potencial poluidor de sua bacia hidrográfica. **Sociedade & Natureza**, v. 19, n. 2, p. 5-18, 2007.
- R_FOUNDATION. **The R project for statistical computing.** Vienna: R_Foundation, 2016.
- RESCK, R. P.; BEZERRA NETO, Z. F.; PINTO-COELHO, R. M. Nova batimetria e avaliação de parâmetros morfométricos da Lagoa da Pampulha (Belo Horizonte, Brasil). **Geografias**, v. 3, n. 2, p. 17-23, 2007.
- REYNOLDS, C. S. Functional morphology and adaptative strategies of freshwater phytoplankton. *In: SANDGREN, C. D. (ed.). Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton.* Cambridge: Cambridge University Press, 1988. p. 388-433.
- RITCHIE, J. C.; ZIMBA, P. V.; EVERITT, J. H. Remote sensing techniques to assess water quality. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 69, n. 6, p. 695-704, 2003.
- RODGHER, S. *et al.* Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê river (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 4, p. 697-710, 2005.
- SANTOS, S. *et al.* Poluição aquática. *In: ROSA, A. H.; FRACETO, L. F.; MOSCHINI-CARLOS, V. (Ed.). Meio ambiente e sustentabilidade.* Porto Alegre: Bookman, 2012. p. 11-40.
- SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; ROCHA, O. Spatial distribution and secondary production of Copepoda in a tropical reservoir: Barra Bonita, SP, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 2, p. 223-233, 2007.
- SCHILLER, H.; DOERFFER, R. Neural network for emulation of an inverse model operational derivation of Case II water properties from MERIS data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 20, n. 9, p. 1735-1746, 1999..
- SHOAT, W. T.; LIUM, B. W. Improved extraction of chlorophyll a and b from algae using dimethyl sulfoxide. **Limnology Oceanography**, v. 21, n. 6, p. 926-928, 1976.
- SILVA, W. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Distribution and abundance of Cyclopoida populations in a cascade of reservoirs of the Tietê River (São Paulo State, Brazil). **SIL Proceedings, 1922-2010**, v. 28, n. 2, p. 667-670, 2002.
- SODRÉ, F. F.; LOCATELLI, M. A. F.; JARDIM, W. F. Occurrence of emerging contaminants in brazilian drinking waters: a sewage-to-tap issue. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 206, p. 57-67, 2010.
- SÒRIA-PERPINYÀ, X. *et al.* Influence of chlorophyll a quantification method in ecological quality índice. **Inland Waters**, v. 9, n. 1, p. 104-112, 2019b.
- SÒRIA-PERPINYÀ, X. *et al.* Monitoring the ecological state of a hypertrophic lake (Albufera of València, Spain) using multitemporal Sentinel-2 images. **Limnetica**, v. 38, n. 1, p. 457-469, 2019a.

- SÒRIA-PERPINYÀ, X. *et al.* Monitoring water transparency of a hypertrophic lake (the Albufera of València) using multitemporal Sentinel-2 satellite images. **Limnetica**, v. 39, n. 1, p. 373-386, 2020a.
- SÒRIA-PERPINYÀ, X. *et al.* Remote sensing of cyanobacterial blooms in a hypertrophic lagoon (Albufera of València, Eastern Iberian Peninsula) using multitemporal Sentinel-2 images. **Science of the Total Environment**, v. 698, p. 134305, 2020b.
- SÒRIA-PERPINYÀ, X. *et al.* Validación de algoritmos para la estimación de la Clorofila-a con Sentinel 2 en la Albufera de Valencia. In: CONGRESO DE LA ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE TELEDETECCIÓN, 17., 2017, Murcia. **Anais [...]**. Murcia: IMIDA/AET, 2017. p. 293-296.
- ŠOŠTARIČ, M. *et al.* Studies on the growth of *Chlorella vulgaris* in culture media with different carbon sources. **Chemical and Biochemical Engineering Quarterly**, v. 23, n. 4, p. 471-477, 2009.
- TORREMORELL, A. *et al.* Present and future threats for the ecological quality management of South American freshwater ecosystems. **Inland Waters**, v. 11, n. 2, p. 125-140, 2021.
- TUNDISI, J.G. Represas artificiais: perspectivas para o controle e manejo da qualidade da água para usos múltiplos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE HIDROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS, 4., 1981, Fortaleza. **Anais [...]**. Fortaleza: ABHRH, 1981. p. 36-59.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631 p.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ABE, D. S. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4 suppl., p. 1079-1098, 2008.
- TYLER, A. N. *et al.* Remote sensing of the water quality of shallow lakes: a mixture modelling approach to quantifying phytoplankton in water characterized by high-suspended sediment. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27, n. 8, p. 1521-1537, 2006.
- WATANABE, F. *et al.* Remote sensing of the chlorophyll-a based on OLI/Landsat-8 and MSI/Sentinel-2A (Barra Bonita reservoir, Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 2 suppl. 1, p. 1987-2000, 2018.
- ZARAZA-AGUILERA, M. A.; MANRIQUE-CHACÓN, L. M. Generation of change data of land cover in the Bogotá savannah using time series with Landsat images and MODIS-Landsat synthetic images between 2007 and 2013. **Revista de Teledetección**, n. 54, p. 41-58, 2019.

CAPÍTULO 2

MATÉRIA ORGÂNICA SEDIMENTAR EM AMBIENTES MARINHOS: UMA ABORDAGEM ATRAVÉS DE DESCRITORES COMPOSICIONAIS

Lígia Dias de Araujo*
Márcia Caruso Bicego
Rafael André Lourenço

Laboratório de Química Orgânica Marinha (LabQOM). Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo (IO/USP), Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo, SP, Brasil

*Autor correspondente: ligiad.araujo@gmail.com

RESUMO

Sedimentos marinhos são amplamente utilizados em diversos estudos ambientais. Um exemplo bastante recorrente é na avaliação da matéria orgânica sedimentar com o objetivo de entender fontes e destinos da matéria orgânica nos oceanos, e assim, aprimorar a compreensão dos ciclos biogeoquímicos dos principais elementos químicos essenciais à vida e como estes estão condicionados aos processos oceanográficos. Para tanto, é necessário distinguir as possíveis fontes da matéria orgânica no meio marinho e quais são os mecanismos que levam a sua preservação ou degradação nos sedimentos. Ao distinguir os principais compostos orgânicos na matéria orgânica sedimentar é possível identificar alguns que são sintetizados unicamente por organismos marinhos ou terrestres. Neste capítulo apresentaremos as características, a origem, a distribuição da matéria orgânica nos oceanos além de algumas ferramentas, como a razão C/N e os isótopos estáveis de carbono e nitrogênio, essenciais no estudo das variáveis que influenciam a matéria orgânica em sedimentos marinhos.

INTRODUÇÃO

Define-se matéria orgânica sedimentar (MOS) como o conjunto de compostos químicos orgânicos presentes em ambientes sedimentares. Os principais elementos químicos que constituem a matéria orgânica são o C, H, N, O, P e o S, que estão em constante movimento entre os reservatórios orgânicos e inorgânicos, constituindo os ciclos biogeoquímicos. Os ciclos destes elementos se interconectam e a maior parte deles é alimentado pela energia solar via a fixação do carbono durante a fotossíntese (ENGEL; MACKO, 1993). O estudo da MOS em ambientes oceânicos é de particular interesse pois, o balanço de nutrientes, de O₂ e de CO₂ na interface crosta-oceano está relacionado a processos que envolvem a sedimentação da matéria orgânica (LIBES, 2009). As variações na quantidade e qualidade da matéria orgânica em sedimentos marinhos podem indicar mudanças na produção primária marinha, na circulação oceânica e na química atmosférica ao longo do tempo. Portanto, a análise da MOS em testemunhos sedimentares marinhos pode fornecer valiosas informações sobre paleoambientes e nos ajudar a estimar possíveis mudanças futuras.

Os estudos da matéria orgânica sedimentar se dão através de diversas perspectivas. Podemos analisar de uma maneira holística, ou seja, considerando os conteúdos totais dos elementos químicos presentes na matéria orgânica sedimentar e suas razões isotópicas. Esta é uma abordagem bastante utilizada, por exemplo, para o entendimento do transporte de massa e na determinação de inventários de carbono e nitrogênio. Também podemos utilizar uma abordagem reducionista, avaliando variações de compostos orgânicos individuais, denominados biomarcadores (ENGEL; MACKO, 1993). Neste capítulo, apresentaremos as características, fontes e destinos da MOS nos oceanos, dando enfoque à abordagem pelos conteúdos totais do carbono e nitrogênio sedimentares e suas razões isotópicas.

O CICLO DO CARBONO E A MATÉRIA ORGÂNICA SEDIMENTAR MARINHA

O ciclo do carbono na Terra pode ser dividido em duas partes: o ciclo biológico e o geológico (SCHULZ; ZABEL, 2006). O ciclo biológico envolve a fixação de carbono pelos produtores primários, seu consumo ao longo dos níveis tróficos e, finalmente, sua oxidação pelos microrganismos. Este ciclo pode ter duração de dias até algumas dezenas de anos. Por outro lado, o ciclo geológico pode durar milhões de anos e envolve a transformação da matéria orgânica em processos de litificação e de formação de petróleo, carvão e gás. Em geral, o carbono orgânico em sedimentos marinhos está mais diretamente relacionado ao ciclo biológico e os processos de deposição e decomposição da matéria orgânica.

O maior reservatório de carbono orgânico da crosta terrestre está contido nas rochas sedimentares, com 15×10^{21} gramas de carbono (g C) (Fig. 2.1). No ambiente marinho, a maior parte do carbono é encontrada como carbono dissolvido na coluna d'água (39×10^{18} g C), enquanto que nos sedimentos a quantidade de carbono é notavelmente menor, com cerca de $3,0 \times 10^{18}$ g C (KILLOPS; KILLOPS, 2005).

O aporte de matéria orgânica para os sedimentos pode ser classificado como autóctone, se originado no mesmo local ou nas proximidades do depósito sedimentar, ou alóctone, quando é transportado de outro ambiente (Fig. 2.3). No ambiente marinho, o aporte autóctone inclui detritos de fitoplâncton e de organismos que se alimentam direta ou indiretamente do fitoplâncton, como bactérias e zooplâncton. Já o aporte alóctone é originado principalmente de fragmentos ou substâncias sintetizadas por plantas vasculares continentais, geralmente transportadas para o ambiente marinho via transporte fluvial e/ou eólico (ROMANKEVICH, 1984). O transporte eólico é relativamente menor do que o transporte fluvial, sendo este último o principal meio de entrada de matéria orgânica alóctone para os oceanos. O transporte eólico, contudo, é particularmente importante para regiões afastadas da costa (CHESTER, 2002). O aporte antropogênico de matéria orgânica também se faz presente na maior parte dos registros sedimentares. A composição da matéria orgânica em sedimentos marinhos depende da contribuição relativa e da composição química de cada uma dessas fontes.

O aporte de matéria orgânica para os sedimentos pode ser classificado como autóctone, se originado no mesmo local ou nas proximidades do depósito sedimentar, ou alóctone, quando é transportado de outro ambiente (Fig. 2.3). No ambiente marinho, o aporte autóctone inclui detritos de fitoplâncton e de organismos que se alimentam direta ou indiretamente do fitoplâncton, como bactérias e zooplâncton. Já o aporte alóctone é originado principalmente de fragmentos ou substâncias sintetizadas por plantas vasculares continentais, geralmente transportadas para o ambiente marinho via transporte fluvial e/ou eólico (ROMANKEVICH, 1984). O transporte eólico é relativamente menor do que o transporte fluvial, sendo este último o principal meio de entrada de matéria orgânica alóctone para os oceanos. O transporte eólico, contudo, é particularmente importante para regiões

afastadas da costa (CHESTER, 2002). O aporte antropogênico de matéria orgânica também se faz presente na maior parte dos registros sedimentares. A composição da matéria orgânica em sedimentos marinhos depende da contribuição relativa e da composição química de cada uma dessas fontes.

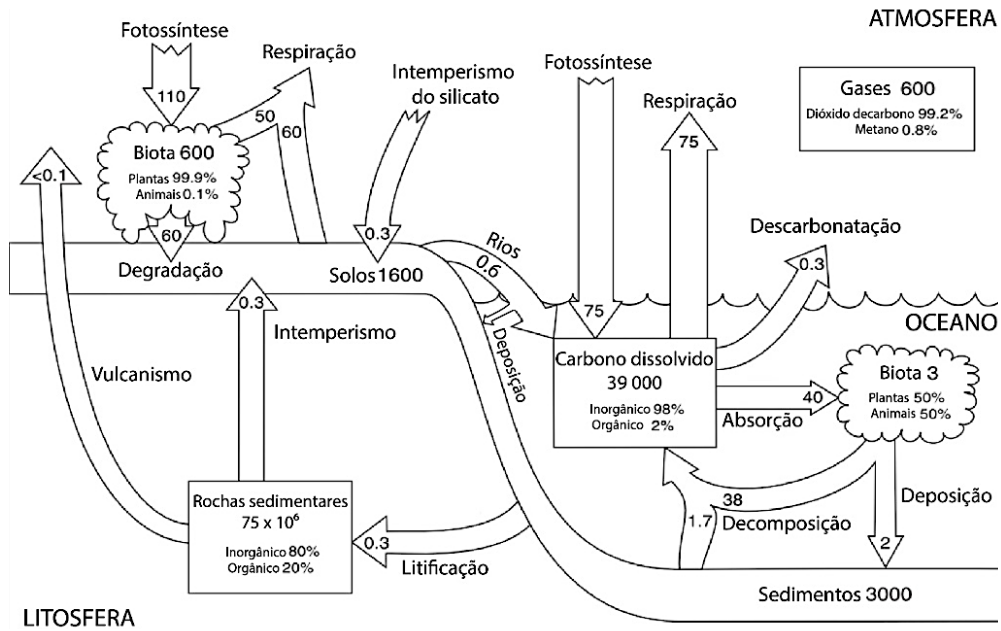


Figura 2.1: Esquema simplificado do ciclo do carbono global com os principais reservatórios e fluxos anuais em Gt (10^{15} g) de carbono. Adaptado de Killips; Killips, 2005.

A matéria orgânica é um componente sedimentar comumente encontrado em regiões costeiras e/ou marinhas lamosas. Normalmente, o conteúdo de carbono orgânico em sedimentos oceânicos é menor do que 1% (em massa), mas em áreas rasas e com alta produtividade biológica, pode alcançar até 10% de conteúdo sedimentar (BURDIGE, 2007). Grande parte do carbono orgânico em sedimentos marinhos (cerca de 90%) está acumulada nas margens continentais (Fig. 2.2). Ambientes deltaicos são os principais reservatórios, representando 44% do total de carbono orgânico acumulado, seguido de plataformas continentais e talude superior que representam 42% (KILLOPS; KILLOPS, 2005).

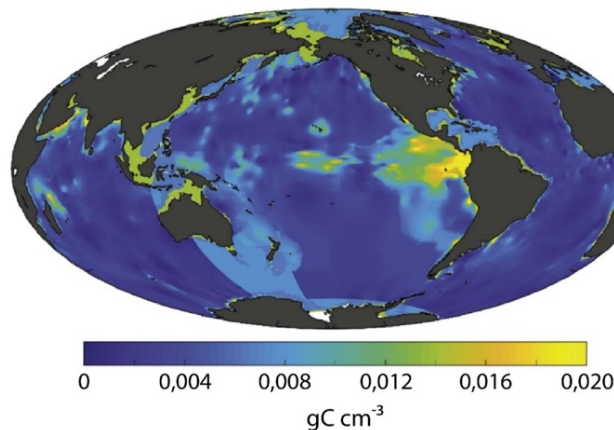


Figura 2.2: Concentração de carbono orgânico em sedimentos superficiais. Adaptado de Larowe et al. (2020).

FONTES DA MATÉRIA ORGÂNICA PARA OS SEDIMENTOS

Nos oceanos, a matéria orgânica contida na coluna d'água é comumente dividida em duas frações: matéria orgânica dissolvida (MOD), sendo o seu conteúdo de carbono chamado de carbono orgânico dissolvido (COD); e matéria orgânica particulada (MOP) e seu conteúdo em carbono sendo chamado de carbono orgânico particulado (COP). A MOD é toda parte da matéria orgânica que passa por um filtro de 0,45 µm, enquanto a MOP é o material que fica retido neste filtro (CHESTER, 2002). A matéria orgânica particulada (MOP) é a principal fonte de matéria orgânica para os sedimentos, apesar de algum conteúdo de matéria orgânica dissolvida (MOD) poder ser adsorvido em minerais argilosos e transportado para o sedimento (LAROWE *et al.*, 2020). O transporte fluvial de MOP terrígena para os oceanos ($4,2 \times 10^9$ g C por ano) é muito menor do que a MOP produzida pela produção primária marinha ($4,0 \times 10^{16}$ g C por ano), o que significa que grande parte da MOP nos oceanos é gerada pelos produtores primários autóctones (LIBES, 2009).

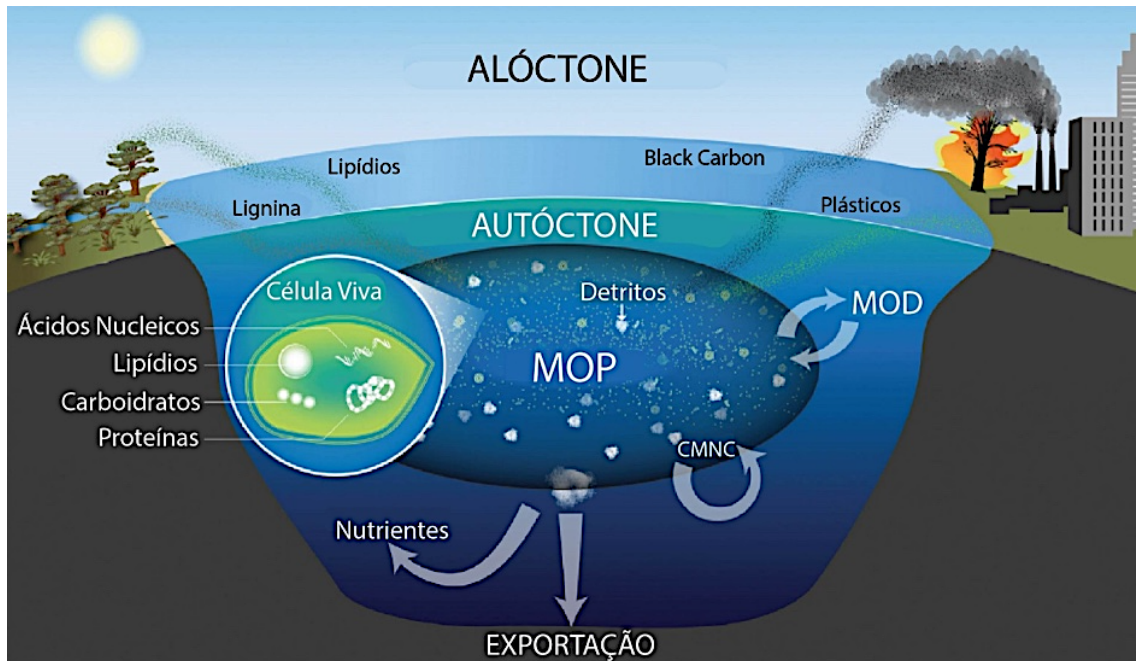


Figura 2.3: Modelo conceitual da distribuição do carbono orgânico no oceano. MOP = matéria orgânica particulada. MOD = matéria orgânica dissolvida. CMNC= carbono molecularmente não caracterizado. Adaptado de KHARBUSH *et al.* (2020).

A produção primária marinha é majoritariamente produto da fotossíntese realizada pelo fitoplâncton (95% da produção marinha total; Killips; Killips (2005) e é limitada principalmente por dois fatores: disponibilidade de radiação solar e de nutrientes. A disponibilidade da radiação solar varia com a latitude, sendo menos intensa em altas latitudes e mais intensa em baixas latitudes. A luz também é atenuada de acordo com a profundidade da coluna d'água. Sendo assim, o crescimento da biomassa de produtores primários ocorre em apenas uma pequena camada superficial do oceano, chamada zona eufótica. Quanto aos nutrientes, sua disponibilidade é geralmente menor na zona eufótica, devido à rápida utilização pelo plâncton e maior na camada subjacente, devido à decomposição bacteriana dos detritos orgânicos (CALVERT, 1987). Os dois fatores mencionados, em conjunto com as forçantes oceanográficas, são os principais responsáveis pela distribuição da produção primária nos oceanos. As menores taxas de produção primária são encontradas em regiões centrais dos oceanos, onde a disponibilidade da luz não é um fator limitante, mas há pouca mistura das águas das camadas mais superficiais (com menos nutrientes) com as subjacentes (com mais nutrientes). Por outro lado, as maiores taxas são encontradas em margens continentais, principalmente onde há correntes de contorno oeste, regiões de ressurgência costeira (Fig. 2.4). É possível notar que o padrão de distribuição da produção primária marinha se assemelha à distribuição de carbono orgânico sedimentar (Fig 2.2).

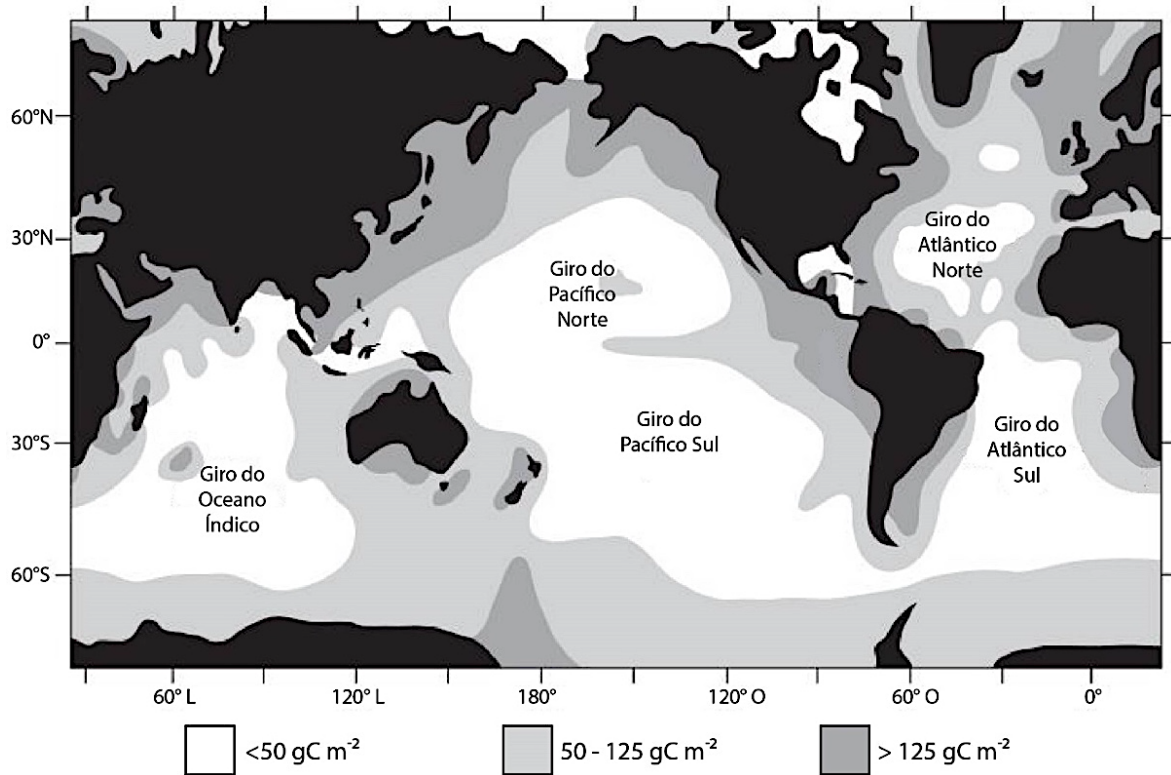


Figura 2.4: Produção primária anual estimada nos oceanos. Adaptado de Killops; Killops (2005).

PRESERVAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA SEDIMENTAR

Os detritos orgânicos oriundos das atividades de predação, fragmentação e excreção que ocorrem em camadas superficiais percorrem a coluna d'água em direção ao fundo oceânico. Durante este percurso, uma grande parte da matéria orgânica, autóctone e alóctone, (> 90%) é degradada antes de chegar aos sedimentos (CHESTER, 2002). A quantidade e qualidade da matéria orgânica que chega aos sedimentos é então dependente da profundidade da coluna d'água e da produção primária da zona eufótica (KILLOPS; KILLOPS, 2005). Estima-se que a matéria orgânica detrítica encontrada em sedimentos apresenta proporções similares de compostos que são identificáveis: 10-20% de carboidratos, 10% de compostos nitrogenados e entre 5 e 15% de lipídios (BURDIGE, 2007), o restante são compostos complexos e substâncias húmicas classificados como carbono molecularmente não caracterizado. Uma vez no sedimento, a matéria orgânica ainda está sujeita a uma extensa degradação devido à alta atividade microbiana. Além disso, a deformação dos sedimentos pela ação de seres vivos (bioturbação) pode remobilizar a matéria orgânica tornando-a novamente disponível à degradação na coluna d'água.

Os compostos orgânicos apresentam reatividades variáveis no meio marinho o que resultam em degradação ou preservação seletivas, ou seja, alguns compostos são degradados mais facilmente em relação a outros. Esse fracionamento é conhecido como maturidade diagenética (BURDIGE, 2007). Em geral, considera-se que a matéria orgânica marinha (MOM) é mais reativa em relação à matéria orgânica terrígena (MOT). Então, seria esperado que a MOM tivesse menor preservação nos sedimentos. Contudo, cerca de 100×10^6 g de carbono orgânico de origem marinha são depositados anualmente nos sedimentos marinhos enquanto o valor para o carbono orgânico terrígeno é de 58×10^6 g anuais, o que representa aproximadamente a metade (BURDIGE, 2007). Esses dados parecem contraditórios tendo em vista a maior reatividade dos compostos marinhos em relação aos terrígenos, porém, como descrito anteriormente, o aporte de matéria orgânica marinha para os sedimentos é expressivamente maior do que o aporte terrígeno. Portanto, mesmo que a remineralização da MOM seja muito maior (99,5%) do que a da MOT (50%) (HEDGES; KEIL, 1995), a matéria orgânica sedimentar é principalmente composta pela matéria orgânica de origem marinha.

PRINCIPAIS CLASSES DE COMPOSTOS ORGÂNICOS ENCONTRADOS NOS SEDIMENTOS MARINHOS

Carboidratos são importantes reservatórios celulares de energia. Os carboidratos simples são formados por monossacarídeos como a glicose, enquanto carboidratos complexos são formados por polímeros de vários açúcares simples, chamados de polissacarídeos (KHARBUSH *et al.*, 2020). Alguns carboidratos comumente encontrados na matéria orgânica em sedimentos marinhos são a celulose (Fig. 2.5a), sintetizada principalmente por plantas terrestres, o ácido algínico (Fig. 2.5b) produzido por algas marinhas e a quitina (Fig. 2.5c), geralmente associada a exoesqueletos de crustáceos (LIBES, 2009).

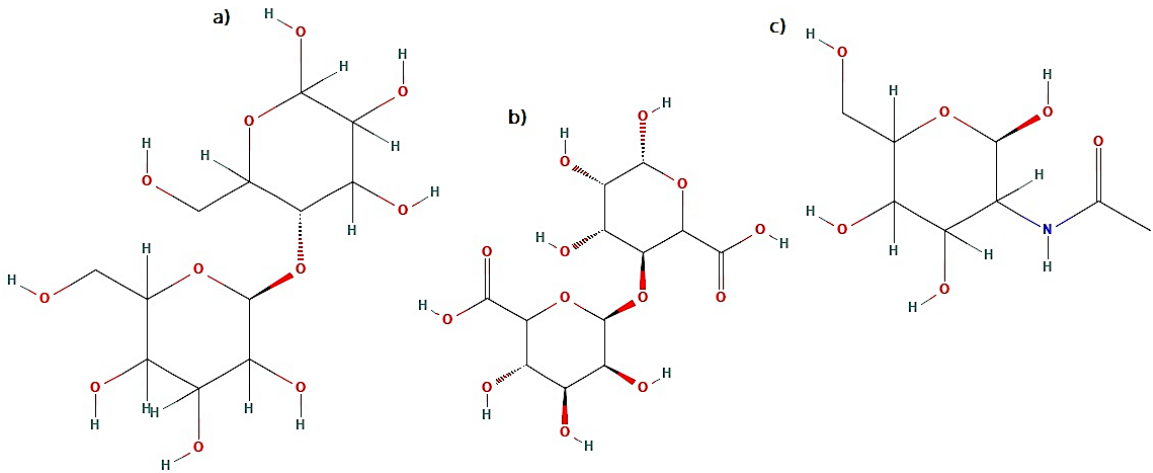


Figura 2.5: Estruturas químicas da (a) Celulose, (b) Ácido algínico e (c) Quitina. Extraído de <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>.

Os aminoácidos são os principais reservatórios de nitrogênio nos organismos. Proteínas são polímeros de aminoácidos e ácidos carboxílicos (KHARBUSH *et al.*, 2020). Algumas proteínas são responsáveis pelo suporte dos tecidos animais, como o colágeno (Fig. 2.6a) e a queratina (Fig. 2.6b). Também são importantes reguladores funcionais e incluem as enzimas, os hormônios e os anticorpos. Embora seja parcela considerável da biomassa terrestre, as proteínas são facilmente degradadas no ambiente marinho e sua representatividade nos sedimentos é limitada (ENGEL; MACKO, 1993).

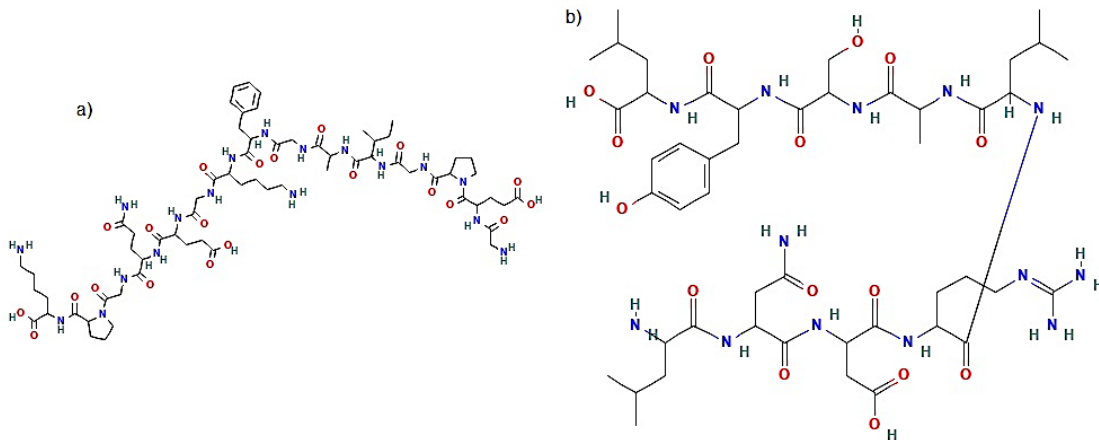


Figura 2.6: Estruturas químicas do (a) Colágeno e (b) Queratina. Extraído de <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>.

Lipídios são caracterizados como compostos extraíveis com solventes orgânicos e com baixa solubilidade em água. Também são classificados como simples ou complexos. Os lipídios são uma classe de ésteres que incluem as substâncias gordurosas de origem animal ou vegetal. Os lipídios complexos, como os glicerídeos, são formados nos seres vivos (origem animal e vegetal) por meio de reações entre ácidos graxos (ácido carboxílico com cadeia carbônica longa) e o glicerol, que é uma molécula de triálcool glicerina (propanotriol). Os lipídios simples, por exemplo, os pigmentos não contêm ácidos graxos. Os pigmentos são sintetizados por muitos organismos marinhos e um dos mais abundantes é a clorofila (KHARBUSH *et al.*, 2020). Outros exemplos bastante conhecidos são o caroteno, a xantofila e a fucoxantina, que são exemplos de terpenóides, moléculas derivadas do isopreno.

Outros lipídios bastante comuns em sedimentos marinhos são os esteróis, cuja estrutura química deriva dos esteranos, moléculas com três anéis hexagonais e um pentagonal. Os esteróis são muito presentes em organismos marinhos tanto constituindo a membrana celular como também atuando como reguladores metabólicos. A presença de alguns esteróis nos sedimentos marinhos reflete fontes específicas como, por exemplo, o dinosterol (Fig. 2.7a), sintetizado exclusivamente por dinoflagelados, o β -sitosterol (Fig. 2.7b) produzido principalmente por plantas vasculares e o colesterol, tipicamente considerado um marcador de matéria orgânica de origem marinha.

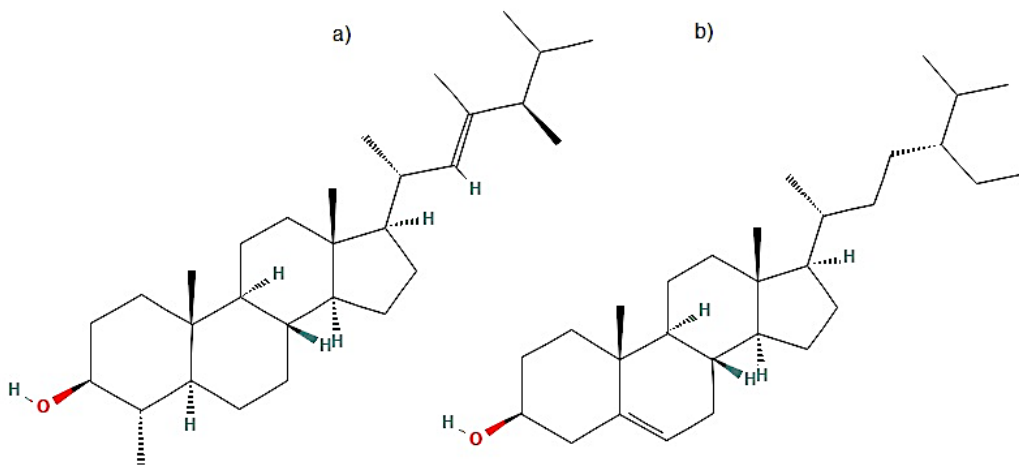


Figura 2.7: Estruturas químicas do (a) Dinosterol e (b) β -Sitosterol. Extraído de <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>.

Hidrocarbonetos são lipídios constituídos por apenas carbono e hidrogênio. Organismos marinhos sintetizam uma grande variedade desses compostos que variam em relação ao número de átomos de carbono, à presença ou ausência de ramificações e à presença ou ausência de duplas e triplas ligações. Hidrocarbonetos saturados são conhecidos como alcanos e podem ser cíclicos ou acíclicos, já os insaturados podem ser alcenos (presença de ligação dupla entre carbonos) ou alcinos (ligação tripla). Há também os hidrocarbonetos aromáticos que apresentam estrutura cíclica e, de forma genérica, com a alternância de ligações duplas.

Uma classe de hidrocarbonetos bastante utilizada para estudar a origem da matéria orgânica é a dos n-alcanos (alcanos com cadeias lineares) (DUURSMA; DAWSON, 1981). Geralmente são atribuídas à origem marinha (algas e fitoplâncton) cadeias carbônicas curtas (contendo entre 13 e 19 átomos de C) com números ímpares de carbono, como o heptadecano (Fig. 2.8a). Plantas vasculares apresentam predominantemente n-alcanos de cadeias longas (contendo entre 25 e 31 átomos de C) com números ímpares de carbono (SCHULZ; ZABEL, 2006). Existem n-alcanos que são indicadores de presença de atividade bacteriana, que são geralmente moléculas de cadeias médias com números pares de átomos de carbono. Embora comumente associados à introdução antrópica, alguns hidrocarbonetos aromáticos podem ser provenientes de processos diagenéticos naturais que ocorrem nos sedimentos, como no caso do perileno (Fig. 2.8b).

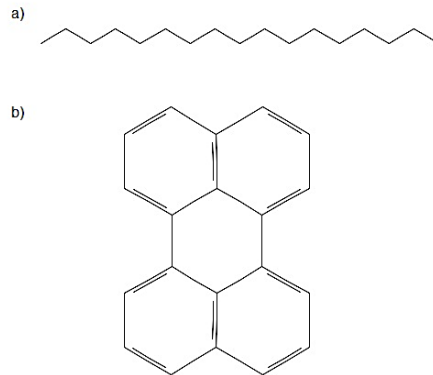


Figura 2.8: Estruturas químicas do (a) Heptadecano e (b) Perileno. Extraído de <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>.

IDENTIFICAÇÃO DA ORIGEM DA MATÉRIA ORGÂNICA SEDIMENTAR MARINHA COM BASE EM DESCRITORES COMPOSICIONAIS DO CARBONO E NITROGÊNIO

Razão Carbono/Nitrogênio (C/N) da Matéria Orgânica Sedimentar Total

Para que seja possível a identificação da origem da matéria orgânica em um determinado depósito sedimentar, é necessário distinguir a fração autóctone da alóctone. Plantas vasculares produzem alguns compostos orgânicos distintos dos produtores primários marinhos para fornecer sustentação estrutural (HEDGES; KEIL; BENNER, 1997). Taninos, resinas e ceras cuticulares são exemplos de substâncias sintetizadas exclusivamente por plantas vasculares (FENGEL; WEGENER, 1989). Por sintetizarem mais moléculas ricas em carbono em comparação ao plâncton e às bactérias, as plantas vasculares apresentam razões carbono/nitrogênio (C/N) maiores (>12) do que estes demais organismos (4~10) (LAMB; WILSON; LENG, 2006; MEYERS, 1994).

A razão entre o carbono orgânico e o nitrogênio (C/N; em massa) é extensivamente utilizada para diferenciar as origens, destinos e variações temporais da matéria orgânica sedimentar. Algumas vezes esta razão, que é dada em massa, é transformada em razão atômica/molar pela multiplicação de um fator de 1,17 (LAMB; WILSON; LENG, 2006), mas nem sempre os autores dos estudos especificam qual foi a razão utilizada. Este fator é oriundo da divisão entre a massa molar do N (14 g mol^{-1}) e do C (12 g mol^{-1}). O uso da razão C/N requer dois pressupostos principais: a razão C/N da matéria orgânica sedimentar é conservativa e sua distribuição no ambiente reflete a mistura de materiais composicionalmente distintos (THORNTON; MCMANUS, 1994).

A razão C/N deve ser utilizada com cautela, pois a degradação seletiva dos compostos orgânicos pelos processos diagenéticos pode alterar a proporção entre o carbono e o nitrogênio sedimentares (MEYERS, 1997). Adicionalmente, outros erros podem estar associados a essa razão visto que, analiticamente, o nitrogênio medido é a somatória do nitrogênio inorgânico com o orgânico. Geralmente o nitrogênio inorgânico é uma fração bastante pequena do nitrogênio sedimentar, mas em alguns ambientes ricos em amônio, essa contribuição pode ter um efeito importante na medida (MEYERS, 2003). Por isso, idealmente, a razão C/N deve ser utilizada em conjunto com outras abordagens analíticas, como o uso de isótopos estáveis.

Isótopos estáveis de carbono orgânico e nitrogênio em sedimentos marinhos

Isótopos são átomos que possuem o mesmo número de prótons, diferindo apenas no número de nêutrons e, portanto, de massa. Os isótopos de elementos comumente encontrados na matéria orgânica, como os de carbono e nitrogênio, ocorrem naturalmente no ambiente e são amplamente utilizados como marcadores de fonte da matéria orgânica (LAMB; WILSON; LENG, 2006; LIBES, 2009). A razão entre o isótopo ^{13}C e ^{12}C na matéria orgânica de origem continental é diferente da razão encontrada na matéria orgânica marinha. Como essas razões são relativamente constantes, a contribuição da matéria orgânica de origem terrígena para sedimentos marinhos pode ser inferida pela sua composição isotópica.

A abundância relativa dos isótopos estáveis do carbono e do nitrogênio são geralmente expressas na forma de razões, com o isótopo mais abundante sendo o denominador. As variações destas razões que são encontradas nos diferentes compartimentos da matéria orgânica (marinha, terrígena, bacteriana) são pequenas, da ordem de partes por mil (‰), e são geralmente medidas por um analisador elementar acoplado a um espectrômetro de massas de razão isotópica (EA-IRMS). A razão isotópica de um determinado elemento químico é sempre medida relativamente a um padrão. O resultado desta análise é expresso com a simbologia de um valor de δ que é definido como:

$$\delta \text{ em } \text{‰} = \left[\frac{R \text{ amostra} - R \text{ padrão}}{R \text{ padrão}} \right] \times 1000$$

Sendo R a razão isotópica entre o isótopo menos abundante e o mais abundante. Valores de δ próximos a 0‰ significam que a razão isotópica da amostra se assemelha à encontrada no padrão. Valores positivos significam que a amostra é enriquecida com o isótopo mais raro enquanto valores negativos indicam que a amostra apresenta menos isótopos raros do que o padrão utilizado. Os padrões dos isótopos estáveis de carbono e nitrogênio devem seguir certos critérios para que possam ser utilizados com confiabilidade: material abundante, isotopicamente homogêneo e de relativo fácil preparo para a análise.

No oceano, o fracionamento isotópico do carbono é, em grande escala, controlado por processos biológicos. Durante a fixação do carbono pela fotossíntese, o fitoplâncton marinho assimila preferencialmente o isótopo mais leve ^{12}C , tornando-se empobrecido em ^{13}C (LIBES, 2009). Nos sedimentos, a maior parte da matéria orgânica é oriunda da matéria orgânica particulada sintetizada pelo fitoplâncton, portanto, o $\delta^{13}\text{C}$ do fitoplâncton é refletido tanto nesta MOP quanto nos valores tipicamente encontrados no sedimento, em geral entre -16 e -23‰ (LAMB; WILSON; LENG, 2006).

Além da matéria orgânica autóctone, a matéria orgânica continental, predominantemente composta por plantas, também pode estar presente em sedimentos marinhos, principalmente em áreas costeiras e de plataformas continentais. A assimilação do carbono por plantas vasculares pode ocorrer por três mecanismos bioquímicos: o ciclo C3 (90% de todas as plantas), o ciclo C4 (que ocorre em gramíneas) e também o metabolismo ácido das crassuláceas, CAM (em suculentas) (LIBES, 2009). Todos os mecanismos possuem as etapas de carboxilação, redução e regeneração, contidas em um ciclo chamado de Calvin. A diferença entre as plantas C3 e C4 reside no primeiro composto sintetizado, ou seja, enquanto na C3 o primeiro composto apresenta três carbonos (3-fosfoglicerato) em sua composição, nas plantas C4 o primeiro composto é formado por 4 carbonos (oxaloacetato). A grande diferença nas plantas C4 e CAM são os mecanismos bioquímicos para concentrar o dióxido de carbono, o qual permite às plantas CAM mitigar os impactos da fotorrespiração, e com isso, são favorecidas em ambientes com baixas concentrações de CO_2 e água (GUARDA; CAMPOS, 2014). O processo de fracionamento isotópico em plantas vasculares é dependente do mecanismo bioquímico de assimilação do carbono: o ciclo C3, o ciclo C4 e o CAM. Plantas terrestres que utilizam o ciclo C3 apresentam valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -32 e -21‰, enquanto as que utilizam o ciclo C4 têm valores entre -17 e -9‰ (LAMB; WILSON; LENG, 2006). Já a maioria das suculentas apresenta valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -11 e -28‰.

Além do mecanismo bioquímico de assimilação do carbono, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ encontrados nas fontes terrígena e marinha também são dependentes da fonte de carbono utilizada na assimilação durante a fotossíntese. Enquanto plantas terrestres utilizam o CO_2 atmosférico ($\delta^{13}\text{C} \sim -7\text{‰}$), a fonte marinha é preferencialmente o HCO_3^- ($\delta^{13}\text{C} \sim 0\text{‰}$), o que resulta em menores valores de $\delta^{13}\text{C}$ em plantas terrestres com metabolismo C3 do que o fitoplâncton que utiliza este mesmo metabolismo (LIBES, 2009). Além disso, as plantas e algas produzem diversos compostos com composições isotópicas distintas entre si que refletem o processo de fracionamento associado a síntese de compostos específicos (CHIKARAI, 2014). É importante perceber que outros fatores, como variações ambientais, também podem contribuir para diferenças nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ ocasionando variações mesmo dentro de um grupo específico de organismos fotossintetizantes (Fig. 2.9).

Processos diagenéticos parecem não ter grande influência nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ da matéria orgânica sedimentar. Quando presentes estão associados ao processo de decomposição preferencial de compostos orgânicos que são relativamente enriquecidos com ^{13}C , como as proteínas, tornando a matéria orgânica sedimentar remanescente empobrecida em ^{13}C (LIBES, 2009).

Considerando que os intervalos dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e C/N usualmente associados às fontes de matéria orgânica estão amplamente descritos na literatura (e.g. DEINES, 1980; FRY; SHERR, 1984; GOÑI; THOMAS, 2000; MEYERS, 1994), muitos estudos ambientais utilizam dados de $\delta^{13}\text{C}$ em conjunto com a razão C/N para a

identificação da origem da matéria orgânica sedimentar (Figura 10). A utilização combinada de mais de um indicador de fonte da matéria orgânica sedimentar confere maior confiabilidade nos resultados obtidos.

Assim como no caso do carbono, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ são amplamente influenciados por processos biológicos. A assimilação do nitrogênio pelo plâncton é dependente da fonte de nitrogênio utilizada (N_2 , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ e NH_3). Por exemplo, em ambientes marinhos oligotróficos, com baixa concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido, o plâncton utiliza o nitrogênio atmosférico (N_2). Como resultado, o valor do $\delta^{15}\text{N}$ destes organismos se assemelha ao $\delta^{15}\text{N}$ do N_2 atmosférico que é 0‰. Em ambientes com maior disponibilidade de nutrientes, o plâncton é capaz de realizar, em certa medida, o fracionamento isotópico do nitrogênio, assimilando em maior quantidade o isótopo mais leve (^{14}N). Tal fracionamento ocorre menos frequentemente em ambientes com limitação da disponibilidade de nitrogênio pois o plâncton extrai praticamente todo o nitrogênio disponível na água em discriminação do isótopo mais pesado. Em geral, o $\delta^{15}\text{N}$ do fitoplâncton marinho apresenta variação entre +5 e +9‰ (FRY; SHERR, 1984). Como a fixação do nitrogênio é um recurso extremo para o fitoplâncton, mas amplamente utilizado pelas plantas terrestres, o valor de $\delta^{15}\text{N}$ da matéria orgânica de origem continental geralmente é menor do que de origem marinha, geralmente entre -2 e +2‰ (FRY, 2006).

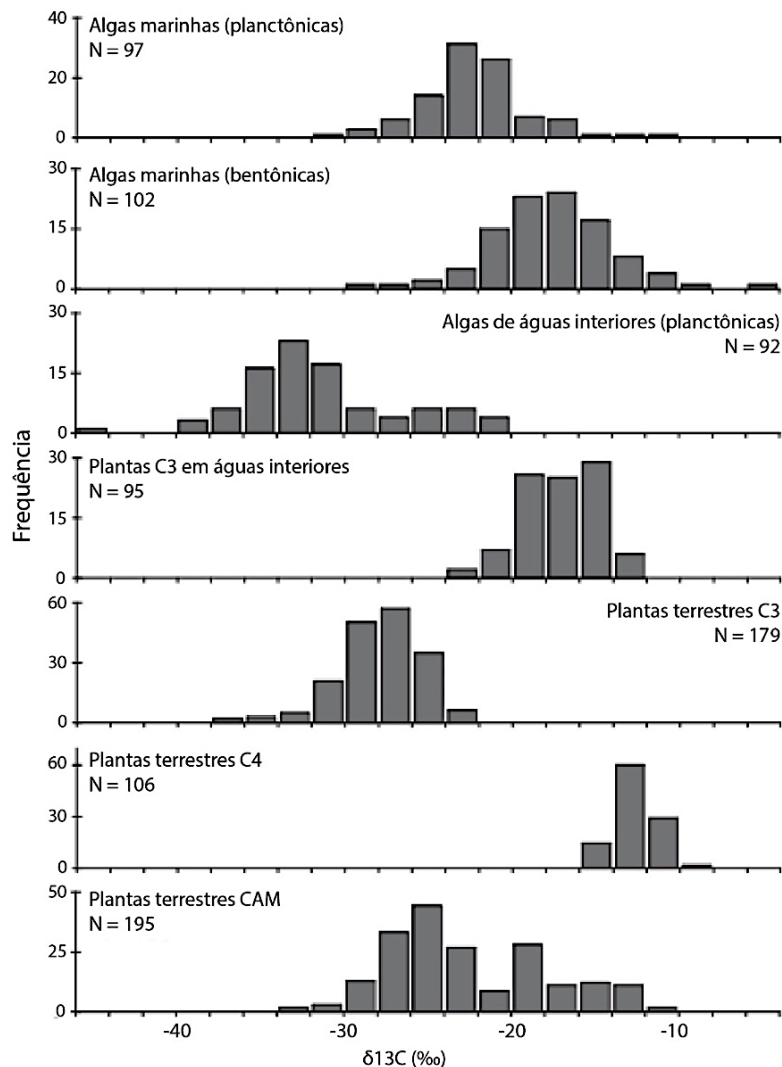


Figura 2.9: Composição isotópica do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) da biomassa total dos tecidos de plantas e algas. Adaptado de Chikaraishi (2014).

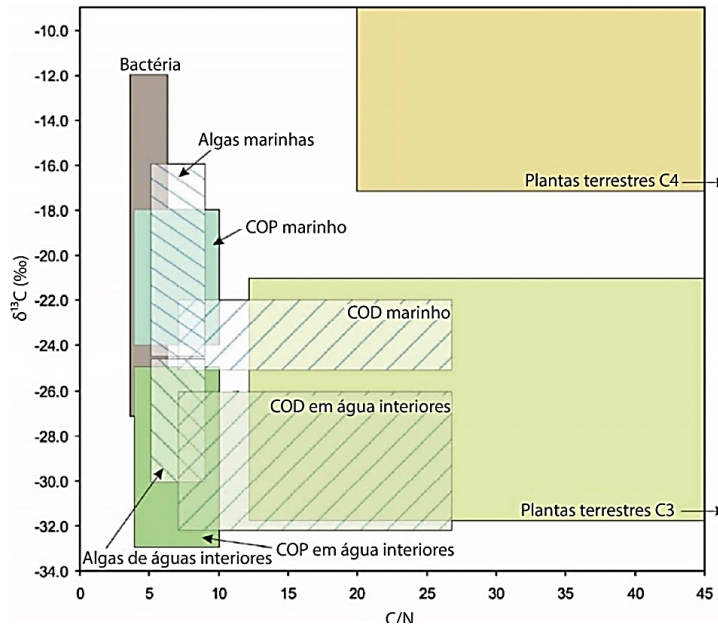


Figura 2.10: Valores típicos de $\delta^{13}\text{C}$ e razão C/N em ambientes costeiros. Adaptado de Lamb; Wilson; Leng (2006).

O ciclo biogeoquímico do nitrogênio é mais complexo do que o de carbono, considerando o grande número de espécies que integram os seus reservatórios orgânico e inorgânico, conseqüentemente, o uso dos isótopos de N como única ferramenta para decifrar as fontes da matéria orgânica sedimentar é insuficiente. Por outro lado, o $\delta^{15}\text{N}$ é um bom indicador de relações tróficas entre organismos, visto que seu valor aumenta em 2 a 3‰ a cada aumento do nível trófico (BIANCHI; CANUEL, 2011).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste capítulo, vimos que os sedimentos marinhos são expressivos reservatórios de matéria orgânica e podem ser utilizados no entendimento dos ciclos biogeoquímicos desde o passado até o presente. Sua avaliação é realizada a partir da identificação de suas fontes, processos de distribuição e sedimentação com o uso, por exemplo, da razão C/N e dos isótopos estáveis do carbono orgânico e nitrogênio ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$). Como vimos, muitas são as variáveis que necessitam ser identificadas e estudadas para que possamos compreender melhor o ciclo da matéria orgânica nos sedimentos nas escalas local, regional e global e assim vislumbrar um cenário mais completo do comportamento da matéria orgânica no ambiente oceânico.

REFERÊNCIAS

- BIANCHI, T. S.; CANUEL, E. A. **Chemical biomarkers in aquatic ecosystems**. Princeton: Princeton University Press, 2011. 392 p.
- BURDIGE, D. J. Preservation of organic matter in marine sediments: Controls, mechanisms, and an imbalance in sediment organic carbon budgets? **Chemical Reviews**, v. 107, n. 2, p. 467-485, 2007.
- CALVERT, S. E. Oceanographic controls on the accumulation of organic matter in marine sediments. **Geological Society Special Publication**, v. 26, n. 26, p. 137-151, 1987.
- CHESTER, R. **Marine geochemistry**. 2. ed. Hoboken: Wiley-Blackwell, 2002. 506 p.
- CHIKARAISHI, Y. $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ signatures in plants and algae. In: HOLLAND, H. D.; TUREKIAN, K. K. (Ed.). **Treatise on geochemistry**. 2. ed. Amsterdam: Elsevier, 2014. v. 12, p. 95-123.

- DEINES, P. The isotopic composition of reduced organic carbon. In: FRITZ, P.; FONTES, J. (Ed.). **Handbook of environmental isotope geochemistry**. Volume 1: the terrestrial environment, A. Amsterdam: Elsevier, 1980. p. 329-406.
- DUURSMA, E. K.; DAWSON, R. (Ed.). **Marine organic chemistry: evolution, composition, interactions and chemistry of organic matter in seawater**. Amsterdam: Elsevier, 1981. 536 p. (Elsevier oceanography series).
- ENGEL, M. H.; MACKO, S. A. (Ed.). **Organic geochemistry: principles and applications**. New York: Springer, 1993. 861 p.
- FENGEL, D.; WEGENER, G. **Wood: chemistry, ultrastructure, reactions**. Berlin: Walter de Gruyter, 1989. 626 p.
- FRY, B. **Stable isotope ecology**. New York: Springer, 2006. 308 p.
- FRY, B.; SHERR, E. B. $\delta^{13}\text{C}$ measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems. **Contributions in Marine Science**, v. 27, p. 12-13, 1984.
- GOÑI, M. A.; THOMAS, K. A. Sources and transformations of organic matter in surface soils and sediments from a tidal estuary (North Inlet, South Carolina, USA). **Estuaries**, v. 23, n. 4, p. 548-564, 2000.
- GUARDA, V. A.; CAMPOS, L. J. M. **Bases ecofisiológicas da assimilação de carbono e suas implicações na produção de forragem**. Palmas: Embrapa Pesca e Aquicultura, 2014. 48 p. (Documentos, 07).
- HEDGES, J. I.; KEIL, R. G. Sedimentary organic matter preservation: an assessment and speculative synthesis. **Marine Chemistry**, v. 49, n. 2-3, p. 81-115, 1995.
- HEDGES, J. I.; KEIL, R. G.; BENNER, R. What happens to terrestrial organic matter in the ocean? **Organic Geochemistry**, v. 27, n. 5-6, p. 195-212, 1997.
- KHARBUSH, J. J. *et al.* Particulate organic carbon deconstructed: molecular and chemical composition of particulate organic carbon in the ocean. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, p. art.518, 2020.
- KILLOPS, S. D.; KILLOPS, V. J. **Introduction to organic chemistry**. Oxford: Blackwell, 2005.
- LAMB, A. L.; WILSON, G. P.; LENG, M. J. A review of coastal palaeoclimate and relative sea-level reconstructions using $\delta^{13}\text{C}$ and C/N ratios in organic material. **Earth-Science Reviews**, v. 75, n. 1-4, p. 29-57, 2006.
- LAROWE, D. E. *et al.* The fate of organic carbon in marine sediments: new insights from recent data and analysis. **Earth-Science Reviews**, v. 204, p. 103146, 2020.
- LIBES, S. M. **Introduction to marine biogeochemistry**. 2.ed. Cambridge: Academic Press, 2009. 928 p.
- MEYERS, P. A. Applications of organic geochemistry to paleolimnological reconstructions: a summary of examples from the Laurentian Great Lakes. **Organic Geochemistry**, v. 34, n. 2, p. 261-289, 2003.
- MEYERS, P. A. Organic geochemical proxies of paleoceanographic, paleolimnologic and paleoclimatic processes. **Organic Geochemistry**, v. 27, n. 5, p. 213-250, 1997.
- MEYERS, P. A. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. **Chemical Geology**, v. 114, n. 3-4, p. 289-302, 1994.
- ROMANKEVICH, E. A. **Geochemistry of organic matter in the ocean**. Berlin: Springer-Verlag, 1984. 336 p.
- SCHULZ, H. D.; ZABEL, M. (Ed.). **Marine geochemistry**. 2. ed. Berlin: Springer, 2006. 574 p.
- THORNTON, S. F.; MCMANUS, J. Application of organic carbon and nitrogen stable isotope and C/N ratios as source indicators of organic matter provenance in estuarine systems: evidence from the Tay Estuary, Scotland. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 38, n. 3, p. 219-233, 1994.

CAPÍTULO 3

A CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS NA ÁGUA E SEDIMENTO DE RIOS AMAZÔNICOS

Ulisses Brigatto Albino¹
Sheila Cardoso-Silva²
Lucas G. Queiroz³
Barbara Rani-Borge⁴
José Eduardo Martinelli Filho⁵
Ana Esther de Paula Porfírio⁶
Guilherme Henrique Pelegrini⁶
Daniel Clemente V. R. da Silva^{6*}

¹Instituto de Ciências Exatas, Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará - UNIFESSPA

²Departamento de Oceanografia Física, Química e Geológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo - USP

³Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo - USP

⁴Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista - UNESP

⁵Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará - UFPA

⁶Instituto de Recursos Naturais, Universidade Federal de Itajubá - UNIFEI

*Autor correspondente: daniel.clemente@unifei.edu.br

RESUMO

Este capítulo tem como objetivo realizar uma revisão de estudos recentes realizados na bacia amazônica sobre a poluição por microplásticos. Dessa forma, se busca entender quais os enfoques das pesquisas, lacunas a serem preenchidas e, por fim, algumas soluções apontadas para reduzir os impactos de tais elementos sobre a biota aquática.

COMUNIDADES AMAZÔNICAS TRADICIONAIS E AS RELAÇÕES COM OS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

Os corpos hídricos amazônicos vêm sofrendo em demasia com a negligência de políticos e tomadores de decisão, especialmente nos últimos 4 anos, quando a política de invasão de terras indígenas por mineradores ilegais e desqualificação da demarcação de terras predominou no Brasil. Como exemplo, temos o Rio Xingu, em São Félix do Xingu (Pará), onde a atividade mineradora degradou intensamente as águas do Rio Branco, o qual é afluente do Rio Fresco, e este último afluente do Rio Xingu. De Sousa *et al.* (2022), aponta que houve uma grande redução na Biodiversidade de invertebrados (300%) e, possivelmente, da população de peixes (~70%) no local, mais especificamente no Rio Fresco. As águas apresentam uma alta turbidez, induzindo os peixes a selecionarem áreas menos impactadas, afetando o equilíbrio ecossistêmico.

Tudo isso impacta a qualidade da saúde da população humana local, a qual utiliza as águas dos rios para banhar, cozinhar e até mesmo alimentar-se dos organismos ali presentes. Investigações apontam alta contaminação por mercúrio entre os povos indígenas mundurukus no Pará, especialmente pela extração ilegal de minérios na região (FIOCRUZ, 2020). Por outro lado, no Amazonas, apenas 14,65% da população são efetivamente atendidas pela rede de esgotos, o que leva à contaminação direta dos corpos hídricos (BOUR; SCHMIDT, 2021). Não podemos tratar da temática “poluição” sem conectarmos às populações humanas, que são diretamente afetadas pelos impactos antrópicos, mais especificamente, às comunidades tradicionais.

Quando nos referimos a comunidades tradicionais na Amazônia, pensamos em primeiro plano nas aldeias indígenas e suas diversas etnias. Não está errado, são mais de 100 povos localizados em todo o território amazônico, mas, existem também os quilombos, comunidades formadas por antigos escravos fugitivos ou alforriados que, sem condições de estabelecimento nas sociedades antigas, se estabeleceram em lugares de difícil acesso, entre os séculos XVI e XIX e formaram seus próprios domínios. Existem comunidades de pescadores, agricultores e coletores por toda a Amazônia legal e, comunidades tradicionais costeiras, baseadas em extrativismo e pesca, principalmente no litoral amazônico entre os estados do Amapá e Maranhão. Todos esses povos se estabelecem próximo a corpos hídricos continentais ou litorâneos. Os rios e igarapés constituem não somente suas fontes de água e peixes, mas o transporte, o lazer das crianças e a inspiração para lendas, rituais e religiosidade. Nas lendas amazônicas sempre a água aparece como elemento central, desde o boto que encanta as moças, à Vitória Régia que floresce na água e fascina com sua beleza e perfume. Cena comum quando se visita uma aldeia indígena na Amazônia, são as crianças brincando nos rios, praticamente o dia todo (Fig. 3.1).



Figura 3.1: Crianças indígenas brincam nas águas de um igarapé enquanto os adultos observam e conversam na margem. Terra Indígena Mãe Maria/Bom Jesus do Tocantins/Sudeste do Pará/2019. Fotografia de Sílvia Helena Cardoso.

Além das peculiaridades sociais e culturais, os rios da Amazônia são uma fonte abundante de investigação por cientistas e pesquisadores. Como exemplo, temos o rio Amazonas, com sua grandiosidade, expondo estudiosos em constantes questionamento sobre sua história. Sendo assim, ninguém nega o quanto o curso de água (do Amazonas e seus tributários) são importantes para quem vive às suas margens e para o mundo,

devido estar presente nas pautas de preservação e conservação, encontrando soluções sustentáveis para a sua sobrevivência (QUEIROZ *et al.*, 2022).

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS DOS CORPOS HÍDRICOS AMAZÔNICOS

A bacia Amazônica é a maior bacia hidrográfica do mundo com uma área de drenagem entre $6,2$ a 7×10^6 km² (SIOLI, 1984; REVENGA *et al.*, 1998; DOSSETO *et al.*, 2006) englobando um quinto do fluxo fluvial do planeta (SMITH, 2002). Sua pluma estuarina pode ser detectada por mais de dois mil quilômetros em direção ao mar do Caribe (JOHNS *et al.*, 2014). A bacia abrange os territórios da Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Guiana, Suriname, Peru e Venezuela com mais de 40% de sua área localizada no Brasil. A região possui temperaturas elevadas e altos índices de pluviosidade. Em algumas áreas, como por exemplo, na fronteira entre Brasil, Colômbia e Venezuela, o total anual de precipitação atinge 3.500 mm e mesmo o período seco não é tão marcado (FISCH; MARENGO; NOBRE, 1998).

A região amazônica caracteriza-se por apresentar áreas de planície de inundação que se estendem por cerca de 800.000 km², representando 19% do total do Bioma Amazônia (MELACK; HESS, 2011). Estima-se que nas planícies de inundação grande quantidade de lagos (~ 6500) se conectam aos rios durante os períodos de cheia (DUNNE *et al.*, 1998), o que confere uma elevada complexidade a estes ecossistemas. Os corpos hídricos amazônicos possuem águas com características particulares subdivididas em três categorias de acordo com sua localização: águas brancas, claras e negras (DOSSETO *et al.*, 2006; BOGOTÁ-GREGORY *et al.*, 2020). Os tipos de águas amazônicas e regiões em que se localizam são descritos a seguir:

- Águas brancas: oriundas da região andina, pré-andina e de formações aluviais. São barrentas e amareladas por receberem grande quantidade de sedimentos advindo de formações geológicas recentes da Cordilheira dos Andes (FURCH, 1984). A mineralização, expressa pela condutividade elétrica ($60-200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e o pH desses ambientes que são maiores que os das águas negras e claras (PERSPECTIVAS, 2008). São exemplos os rios Amazonas, Solimões, Madeira e Acre.
- Águas negras: localizadas na região do Escudo das Guianas e do Maciço Central Brasileiro, são áreas geologicamente muito antigas (PERSPECTIVAS, 2008) e de baixa altitude. Drenam escudos pré-cambrianos e sedimentos terciários da calha amazônica (DOSSETO *et al.*, 2006). As águas negras caracterizam-se pela baixa mineralização ($5-40 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) (BOGOTÁ-GREGORY, *et al.*, 2020) e ambientes ácidos (PERSPECTIVAS, 2008). Distinguem-se das águas claras por drenarem a baixa área florestal (Noroeste), caracterizadas por solos podzólicos brancos dominados por quartzo, caulinita e óxidos de alumínio (DOSSETO *et al.*, 2006). São exemplos os rios Negro e Jutai.
- Águas claras: também localizadas na região do Escudo das Guianas e do Maciço Central Brasileiro (PERSPECTIVAS, 2008). Atravessam regiões com solos arenosos e, por esse motivo, perdem a maior parte dos materiais em suspensão. A composição química é similar à das águas negras, mas sua transparência é maior (PERSPECTIVAS, 2008). Drenam savanas com solos mais ricos em caulinita, ferro e óxidos de alumínio (DOSSETO *et al.*, 2006). Localizam-se em regiões com baixa taxa de erosão, e cargas suspensas muito baixas nas águas, como consequência do relevo suave e perfis de intemperismo espessos (DOSSETO *et al.*, 2006). São exemplos os rios Xingu e Tapajós.

As características diversas dos tipos de água dos corpos hídricos amazônicos podem conferir propriedades particulares à geoquímica dos contaminantes que adentram o corpo hídrico. Águas negras, por exemplo, tendem a apresentar maiores concentrações de Hg em suas diferentes formas (VIEIRA *et al.*, 2018). O caráter ácido e a grande quantidade de matéria orgânica das águas negras favorecem a metilação do Hg (KASPER *et al.*, 2017; VIEIRA *et al.*, 2018), a forma mais neurotóxica deste elemento (MOLINA *et al.*, 2010). Por sua vez, o elevado fluxo de sedimentos nas águas brancas torna-se um sítio de ligação para diversos compostos que eventualmente entram no corpo hídrico.

Esta complexidade dos ecossistemas amazônicos é intensificada pelos impactos relacionados aos usos e ocupação do solo. A remoção da cobertura vegetal, por exemplo, intensifica o processo de lixiviação levando a uma maior entrada de nutrientes nos corpos hídricos e de elementos potencialmente tóxicos, como o Hg (SOUZA-ARAUJO *et al.*, 2022). A urbanização e industrialização podem acarretar na entrada tanto de nutrientes decorrentes do lançamento de efluentes sem o devido tratamento quanto à entrada de poluentes emergentes, como os microplásticos (QUEIROZ *et al.*, 2022).

POLUIÇÃO POR MICROPLÁSTICOS: IDENTIFICAÇÃO EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS E ESTUDOS NA AMAZÔNIA

Toda contaminação da água é danosa e afeta ecossistemas e populações, mas, na Amazônia, devido à suscetibilidade aos impactos ambientais, as proporções são muito desastrosas. Uma nova categoria de poluentes vem chamando a atenção de pesquisadores e ambientalistas nos últimos anos. Nova como assunto de pesquisa, mas, que vem poluindo rios e mares há muitos anos, pedaços muito pequenos de detritos plásticos, com tamanhos variando de 5 mm até um micrômetro, portanto, muitos não são visíveis a olho nu. Alguns são intencionalmente produzidos em escala micrométrica como as microesferas de plástico presentes em cosméticos esfoliantes da pele e creme dentais, enquanto outros são secundários, provenientes da degradação mecânica, química e biológica de objetos como garrafas, brinquedos, e, principalmente, roupas, sendo encontrados em águas continentais e oceânicas. Tais microplásticos também estão ocorrendo dentro de animais de diversos táxons, desde cnidários a crustáceos, peixes e aves. Na Fig. 3.2, aponta-se alguns tipos de plásticos encontrados mais comumente em ambientes marinhos e animais, identificados em sua composição (MORAIS *et al.*, 2020).

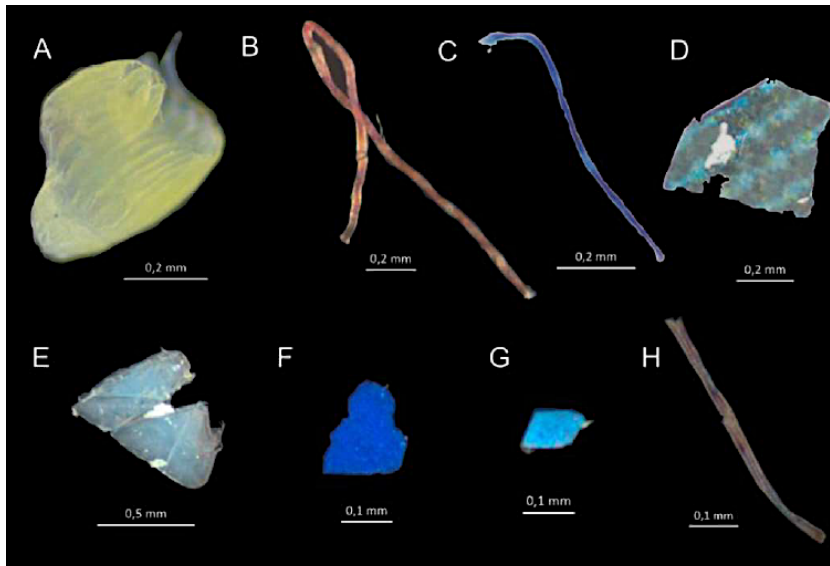


Figura 3.2: Fragmentos de materiais plásticos encontrados dentro da cavidade digestória de anêmonas do mar, na costa do estado do Pará identificados em sua composição química por Moraes et al. (2020). A – Fragmento amarelo – Polietileno (isopor isolante de geladeiras); B – Fibras vermelhas – Polipropileno (de baldes domésticos a para-choques de carros, muito usado na sociedade atual); C – Fibras azuis – Poliamida (desgaste de tecidos); D – Filme azul – Poliuretano (Usado em espumas de alta resistência, carpetes e vedações); E – Fragmento azul – Polietileno (Filmes plásticos para embalar alimentos); F – Fragmento azul – Acrilonitrila (amplamente usado, isolante para fios elétricos e brinquedos de encaixar); G – Fragmento Azul – Poliestireno (muito usado em acrílicos transparentes); H – Fibras transparentes – Rayon ou Celulose (fragmentos de tecidos).

Esses poluentes passam despercebidos pelas pessoas devido ao diminuto tamanho, mas, representam um grande risco tanto aos ecossistemas quanto à saúde humana. O primeiro alerta foi iniciado cientificamente por Carpenter; Smith (1972) para o Mar dos Sargassos no Atlântico Norte, mas que, segundo Queiroz *et al.* (2022), os estudos só se tornaram frequentes recentemente, com alertas para águas marinhas do hemisfério norte nos anos 1990, e ainda mais recentes para o hemisfério sul, com trabalhos publicados a partir de 2014. Com o ressurgimento das publicações sobre esta classe de poluentes, os métodos de isolamento e quantificação foram sendo apurados e vêm revelando a quantidade desses materiais, derivados de petróleo que estão sendo despejados em rios e mares anualmente, com um potencial elevado de agressão a vários níveis da cadeia trófica. Reconhecidos como um contaminante global, a atenção pública e pesquisa acadêmica sobre o tema vêm aumentando muito. Com durabilidade de moléculas estimada em séculos, os plásticos ao serem degradados originam compostos que podem ser incorporados pelos organismos causando efeitos prejudiciais ao metabolismo e imprevisíveis a longo prazo.

Os métodos para detecção, identificação das classes de polímeros e quantificação estão em franca evolução (SHIM; HONGAB; EOAB, 2017), baseados principalmente em espectrofotometria de infravermelho. Assim como a classificação por tamanhos dos fragmentos plásticos e seus alvos nos ambientes (BERMÚDEZ; SWARZENSKI, 2021). Neste trabalho os autores propuseram um ranking dos tamanhos das partículas de plásticos encontradas e compararam com organismos e microrganismos dos ambientes onde foram encontrados, variando de femto plásticos, partículas de 0,02 a 0,2µm, neste caso, comparadas em tamanho a vírus, passando por microplásticos, partículas variando de 20 a 200 µm, comparadas a organismos como diatomáceas até copépodes, com a escala terminando nos grandes pedaços de plásticos, variando em tamanhos de 20 a 200 cm, comparados a organismos como as águas-vivas. Como toda pesquisa inovadora, as discussões acerca de nomenclatura, modelos e calibrações ainda variam.

Apesar do relativo volume de publicações sobre o tema nos últimos anos, a área de pesquisa sobre microplásticos continua confusa quanto à definição de conceitos. Ainda há muita discussão em aberto sobre a classificação por tamanhos, tendo autores que consideram microplásticos partículas com centímetros de comprimento, enquanto outros sugerem que só recebam essa denominação, partículas invisíveis a olho nu. Os métodos para se detectar as partículas em amostras ambientais também variam muito e se discute principalmente, como se estabelecer “controles”, uma vez que, durante o trabalho em laboratório as amostras podem ser contaminadas com partículas que se desprendem das roupas e objetos dos pesquisadores. Muitas publicações citam a presença e a quantidade de microplásticos nos ambientes mais variados, porém, trabalhos investigando alterações no metabolismo e comportamento de animais são limitadas. Os métodos para se identificar a composição polimérica das partículas dependem de instrumentação com custo elevado. A pesquisa se torna por estes fatores, um ramo promissor para teses e dissertações e abre um importante alerta ambiental, reforçando a necessidade de repensarmos nossos hábitos e materiais do dia a dia.

Para os ecossistemas aquáticos, a maioria das pesquisas tem tido o seu foco na coluna de água e menor atenção foi dada aos sedimentos (YAO *et al.*, 2019). Entretanto, os sedimentos atuam como fonte e sumidouro de contaminantes e desempenham um papel importante na regulação da distribuição de microplásticos (YAO *et al.*, 2019). Na região amazônica o número de estudos na área é ainda mais incipiente. Este é um agravante, pois, com base no tamanho populacional, no tratamento de efluentes e critérios de modelagem hidrológica, o rio Amazonas pode ser o 7º rio mais poluidor do mundo e o primeiro da América do Sul com a liberação de cerca de 38.900 toneladas de resíduos plásticos por ano (LEBRETON *et al.* 2017). Uma publicação mais recente sugere que a bacia hidrográfica do rio Amazonas seja a segunda maior emissora de plásticos para o oceano, atrás apenas da bacia de Yangtze, na China (GIARRIZZO *et al.*, 2019).

Os trabalhos publicados para a região Amazônica brasileira com foco em sedimentos e microplásticos avaliaram apenas a quantidade deposição de tais partículas em sedimentos fluviais e costeiros (MARTINELLI FILHO; MONTEIRO, 2019; NOVAES; MONTEIRO; ROLLNIC, 2020; GEROLIN *et al.*, 2020). Há, portanto, a necessidade do incremento no número de estudos para a região continental que abordem o papel dos sedimentos na contaminação e poluição por microplásticos diretamente nos rios.

POLUIÇÃO POR MICROPLÁSTICOS E IMPACTOS SOBRE OS ORGANISMOS AQUÁTICOS

A pesquisa acerca da interação microplásticos com organismos aquáticos têm aumentado substancialmente nos últimos anos. Entretanto, poucos são os estudos avaliando as possíveis interferências sobre organismos que ocorrem em território brasileiro. Quando se trata da fauna aquática da Bacia Amazônica a quantidade de estudos é ainda menor. Estudos com invertebrados são incipientes, revelando uma alarmante carência de dados para o monitoramento da região quanto à problemática dos microplásticos.

A Bacia Amazônica é a bacia de maior volume de água doce do mundo, sendo um ecossistema complexo, considerado o maior *hotspot* de biodiversidade conhecido (SALGADO *et al.*, 2021). As micropartículas plásticas se dispersam facilmente na coluna de água e os polímeros mais densos atingem o fundo e podem ser ingeridos pela fauna bentônica. Segundo *Courtene-Jones et al.* (2017), o mar profundo vem se tornando o grande depósito de microplásticos e algumas espécies de animais marinhos podem, por seus hábitos, ingerir mais plásticos que outras. Ao mesmo tempo, as partículas plásticas de média e baixa densidade ficam suspensas na coluna de água e podem ser ingeridas por organismos planctônicos (BOTTERELL *et al.* 2019), assim, é possível identificar atualmente, microplásticos no trato digestório ou partes estruturais dos organismos em animais de diversos níveis tróficos.

Para ecossistemas de águas fluviáteis, os estudos ainda estão em desenvolvimento, sobretudo na América, e representam um nicho de pesquisa em aberto. Seus efeitos nos organismos então, só poderão ser descritos depois de pesquisas integradas. A comparação de áreas com e sem microplásticos é difícil, uma vez que estes se espalham facilmente pelos ambientes. Gerolin *et al.* (2020) quantificaram microplásticos nos sedimentos dos rios Solimões, Negro e Amazonas próximo à cidade Manaus, estado do Amazonas, Brasil, e concluíram que próximo à cidade, as concentrações de partículas plásticas são maiores nas águas rasas e, distante da cidade em águas mais profundas.

Originados no continente devido às atividades antrópicas e a grande produção de plásticos desde os anos 1950 quando passaram a ser produzidos, os microplásticos chegam aos mares principalmente levados pelos rios e, frequentemente, os locais onde os rios desaguam são largamente povoados por vida marinha (SETÁLÀ *et al.*, 2018), nestes locais as partículas são encontradas e incorporadas pelos organismos, segundo os autores, por diversas vias como ingestão, inalação e filtração.

Quanto aos riscos que os microplásticos levam à vida aquática, os vertebrados são outro grupo de organismos que precisam ser estudados na busca por informações, acerca das possíveis ameaças que esses produtos possam oferecer ao ecossistema da Bacia Amazônica. O grupo de vertebrados amazônicos é composto por uma grande variedade de animais, como anfíbios, peixes e répteis, além de mamíferos (JUNK, 1997). Estes animais também possuem papel ecológico fundamental para a bacia, sendo importante identificar os pontos de vulnerabilidade provocados pela presença de microplásticos. Esta também é uma área de estudo pouco explorada na região, provavelmente em razão da complexidade dos estudos, com exceção dos peixes, que é o organismo que tem recebido maior destaque em estudos sobre a ocorrência de microplásticos na Bacia Amazônica.

Microplásticos encontrados no trato digestório de peixes de água doce, conservados em coleções zoológicas de museus, revelam que esses poluentes já atingiam rios e lagos desde os anos 1950 (HOU *et al.*, 2021). Osorio; Tanchuling; Diola (2021) apresentam as quantidades e variedades de microplásticos em água e sedimentos na foz de cinco rios nas Filipinas. Uma vez que também são incorporados nos organismos por predação na cadeia trófica, os microplásticos podem ser translocados dentro dos organismos chegando nos músculos de peixes, e, portanto, sendo comidos pela população. Essa translocação, comprovada por McLlwraith *et al.* (2021), parece já ter ciclos. Thiele *et al.* (2021) descrevem a presença de microplásticos em carne e farinha de peixe utilizada como ração animal, ou seja, o que vem acontecendo nas águas marinhas, está sendo reproduzido nas criações de animais para consumo humano.

Para a Amazônia, o trabalho de Pegado *et al.* (2018) demonstrou que diversas espécies de peixes marinhos e estuarinos, inclusive comerciais como a pescada branca, estavam contaminados por microplásticos em seus sistemas digestórios. A pesquisadora também encontrou uma elevada frequência dessas partículas em arraias coletadas no litoral do Maranhão (PEGADO *et al.*, 2021) A ingestão de plástico por peixes pode ser acentuada quando a fauna é dependente de fontes derivadas da vegetação ripária como no caso de rios, principalmente em áreas urbanizadas que facilitam o transporte de resíduos sólidos até o corpo hídrico (RIBEIRO-BRASIL *et al.*, 2020).

O primeiro estudo que apresentava evidências de ingestão de microplásticos por peixes do estuário do Rio Amazonas foi publicado em 2018. Pegado *et al.* (2018) avaliaram 189 indivíduos de 46 espécies de peixes diferentes e reportaram a ocorrência de partículas de microplásticos no trato digestório de 30% das espécies avaliadas. Pellets representaram mais de 97% das partículas ingeridas, seguido por filmes (1,3%) e linhas (0,9%). Os polímeros mais representativos foram a poliamida, raiom e polietileno, cujos tamanhos variaram de 0,38 a 4,16 mm. Além disso, os autores observaram uma correlação positiva entre o número de partículas presentes no trato gastrointestinal e o tamanho do corpo do peixe. Costa *et al.* (2023) avaliaram a presença de microplásticos em peixes que vivem próximos das praias em um rio de Rondônia. Como resultado, os autores apontaram que peixes onívoros e insetívoros apresentaram mais microplásticos em praias próximas de assentamentos urbanos. Entretanto, peixes carnívoros apresentaram uma abundância maior de partículas no trato digestivo, comparando os resultados com outras guildas.

Em outro estudo, Andrade *et al.* (2019) examinaram o conteúdo estomacal de 172 peixes de 16 espécies da família Serrasalmidæ, coletados na porção baixa do Rio Xingu. Os resultados revelaram que 80% das espécies analisadas apresentaram partículas micro e mesoplásticas em seu trato digestório que variaram de 1 a 15 mm. Os polímeros mais representativos foram o polietileno (PE) (27%), seguido pelo policloreto de vinila (PVC), poliamida (PA) e polipropileno (PP) cada um representando 13% do total de tipos de polímeros detectados. A frequência e

magnitude da ingestão de plástico não apresentou nenhuma relação entre a guilda trófica das espécies analisadas, ou seja, peixes com diferentes hábitos alimentares (herbívoros, omnívoros e carnívoros) apresentaram partículas em seu trato digestório.

Além do conteúdo gastrointestinal, Ribeiro-Brasil *et al.* (2020) também avaliaram a presença de microplásticos em brânquias de 68 indivíduos de 14 espécies de peixe dos rios amazônicos Guamá e Acará-Capim localizados no nordeste do Pará. Somente um dos espécimes avaliados não apresentou partículas plásticas em seu trato digestório e brânquias. As espécies *Crenicichla regani* e *Pimelodella gerii* apresentaram grandes quantidades de partículas plásticas aderidas em suas brânquias.

O peixe acará-disco (*Symphysodon aequifasciatus*) nativo da região amazônica tem sido utilizado como organismo modelo em estudos ecotoxicológicos avaliando os efeitos tóxicos de microplásticos. Huang *et al.* (2022) promoveram a exposição de *S. aequifasciatus* a microfibras de poliamida (PA) (900 µm) e nanoesferas de poliestireno (PS) (88 nm) e evidenciaram a ingestão destes polímeros devido à presença de partículas no trato digestório destes animais ao final do período de exposição (96 h). A exposição a microfibras de PA resultou em uma redução no crescimento de *S. aequifasciatus*, enquanto as nanoesferas de poliestireno resultaram em um decréscimo na performance predatória e natatória dos indivíduos expostos. Wen *et al.* (2018b), utilizando o mesmo organismo, avaliaram os efeitos da exposição a 200 µg/L de microesferas de polietileno (PE) (70-88 µm) sob temperaturas diferentes (28 e 31°C) durante um período de 30 dias. A sobrevivência e o tamanho corporal não foram afetados após o período de exposição. Por outro lado, as concentrações de microplásticos retidos no corpo dos organismos foram maiores, sob temperaturas mais altas. Além disso, a atividade da acetilcolinesterase, bem como a produção de enzimas digestórias foi alterada na presença de PE. Em outro estudo, Wen *et al.* (2018a) observaram estresse oxidativo quando *S. aequifasciatus* foi submetido a elevadas concentrações de microplásticos e Cd. Da mesma forma, um aumento na atividade de enzimas do sistema imunológico também foi observado nas mesmas condições. Embora esta espécie ocorra naturalmente em território brasileiro, os estudos mencionados acima foram realizados por instituições internacionais. Tal fato evidencia a defasagem na pesquisa brasileira a respeito de um grupo de contaminantes que, nos últimos anos, tem ganhado um destaque cada vez maior na comunidade científica mundial.

A escassez de informações acerca das interações entre a fauna e as micropartículas plásticas presentes no ambiente aquático da Bacia Amazônica reforçam a necessidade de pesquisas que busquem contribuir para a conservação destes corpos hídricos e entendimento da vulnerabilidade de espécies amazônicas.

MEDIDAS DE CONTROLE E MITIGAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS POR MICROPLÁSTICOS

Os impactos causados decorrente da preocupante poluição por microplásticos vem gerando uma urgência em desenhar estratégias efetivas e em buscar soluções possíveis. A má administração de resíduos é a maior fonte terrestre de poluição por plástico, e pode ser reduzida através de melhorias no ciclo de vida desses, especialmente em sua produção, consumo e descarte, através do Sistema Integrado de Gestão de Resíduos (PRATA *et al.*, 2019). Fältström; Anderberg (2020) ressaltam que o conhecimento escasso e incerto e a falta de uma perspectiva abrangente dificultam as estratégias para a redução da poluição de microplásticos, e que os conhecimentos sobre procedências e caminhos percorridos por esses continuam limitados.

Prata *et al.* (2019) se dedicaram a estudar soluções e estratégias integradas para o controle e mitigação de poluição de plástico e microplástico, e apresentam discussões a respeito de práticas frequentes voltadas para melhorar o ciclo de vida e a gestão de resíduos de plásticos que possam ser implementadas, visando reduzir impactos desse polímero no meio ambiente e na saúde, assim como visam reduzir a poluição por ele. Prata *et al.* (2019) abordam que atividades de limpeza têm sido propostas como estratégias de mitigação para o problema em questão, assim como ferramentas de conscientização e ciência-cidadã. Contudo, os autores afirmam que a total remoção do plástico do ambiente aparenta ser uma atividade impossível, dado que a poluição ambiental é difundida por esse material de diversos tamanhos.

Uma das grandes dificuldades ao se discutir práticas de mitigação ao problema de poluição por microplásticos é a falta de recursos disponibilizada para este trabalho. Prata *et al.* (2019) mostram que apesar de muitas propostas de mitigação serem positivas e pertinentes, a disponibilidade de soluções e tecnologias com embasamento científico carece de integração e implementação ao longo da quantidade de setores, assim como carece de investidores. Soluções duradouras requerem abordagens multidisciplinares e cooperação internacional, uma vez que a poluição plástica afeta os países vizinhos e águas internacionais.

Essa ação demandaria um esforço conjunto de administração nacional e internacional, redução de lançamento de plástico pelas estações de tratamento de água de esgoto, aprimorar o ciclo de vida desse material e a gestão de seu fim de vida útil (PRATA *et al.*, 2019). Os autores denotam que um sistema integrado de gestão de resíduos, focado na hierarquia dos quatro R's (reduzir, reutilizar, reciclar, recuperar) e aprimorar o ciclo de vida dos plásticos é essencial para a redução de consumo de energia e recursos, evitando emissões nocivas, e reduzindo as quantidades de resíduos plásticos mal administrados que chegam aos oceanos.

Dessa maneira, considerando que o foco deste tópico são as perspectivas para o controle e mitigação do impacto provocado pelos microplásticos (MPs), é relevante trazer o estudo de Talvitie *et al.* (2017), visto que os autores fazem uma investigação a respeito da remoção de MPs de efluentes em quatro estações de tratamento de águas residuais municipais diferentes, que utilizam diferentes tecnologias avançadas para o tratamento final. O estudo inclui a análise da eficiência dos seguintes dispositivos: biorreator de membrana, filtro de disco, filtro de areia e flotação por ar dissolvido. Como resultado de eficiência do sistema de flotação por ar dissolvido, a concentração de MPs decaiu de 2,0 ($\pm 0,07$) MP/L⁻¹ para 0,1 ($\pm 0,04$) MP/L⁻¹, o que configura em um percentual de remoção de 95% de eficiência (TALVITIE *et al.*, 2017).

Para o filtro de disco, o estudo analisou variação entre réplicas de dois poros de tamanhos diferentes: de 10 μm e de 20 μm . Como resultado, os filtros de disco com 10 μm apresentaram um decaimento na concentração de 0,5 ($\pm 0,2$) MP/L⁻¹ para 0,3 ($\pm 0,1$) MP/L⁻¹. Já os filtros de disco de 20 μm apresentaram uma concentração inicial de microplásticos de 2,0 ($\pm 1,3$) MP/L⁻¹, e ao final, uma concentração de 0,03 ($\pm 0,01$) MP/L⁻¹ (TALVITIE *et al.*, 2017).

Com a tecnologia biorreator de membrana, o sistema apresenta o índice de remoção de 99,9%, sendo assim, a menor concentração de MPs do efluente final, o que indica que o MBR é a tecnologia mais eficiente neste estudo para remover MPs do efluente. O resultado é esperado, pois os filtros MBR apresentaram o menor tamanho de poro (0,4 mm) para todos os filtros estudados (TALVITIE *et al.* 2017).

Dessa maneira, todas as formas de MPs foram removidas eficientemente durante os tratamentos. Contudo, os resultados destacam a necessidade de tecnologias de estágio final de tratamento para remover particularmente os MPs de tamanho pequeno (<100 nm) das águas residuais. De acordo com os resultados, os autores sugerem também incluir frações de tamanho pequeno (<100 nm) no exame ao avaliar o papel das ETEs como fonte pontual de MPs no meio ambiente, pois MPs particularmente menores são deixados em efluentes após os processos convencionais de tratamento (TALVITIE *et al.*, 2017).

A Fig. 3.3 foi retirada do trabalho de Talvitie *et al.* (2017) e contém os dados a respeito das concentrações médias de microplásticos presentes no efluente, antes e depois dos tratamentos.

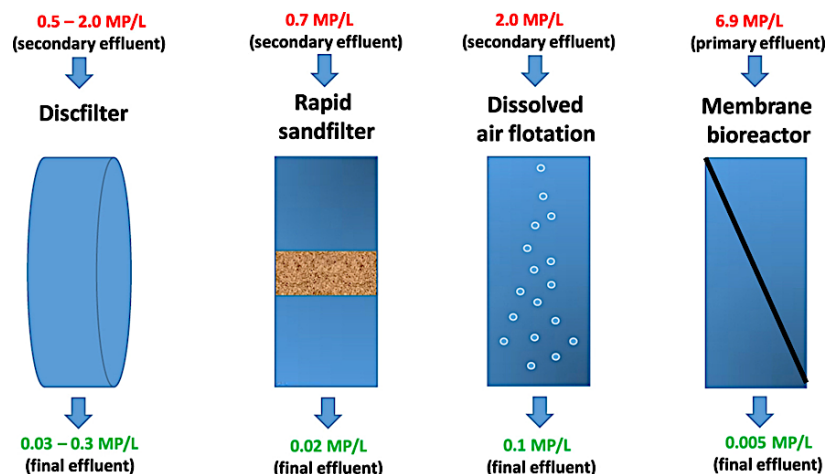


Figura 3.3: Concentrações médias de microplásticos antes e depois dos tratamentos. Filtro de disco; Filtro de areia; Flotação por ar dissolvido; Biorreator de membrana. Dados expressos através do número de microplásticos por litro de efluente. Fonte: Talvitie *et al.* (2017).

O trabalho de Fältström; Anderberg (2020) também apresenta contribuições para a construção de perspectivas que visam o controle e mitigação do impacto provocado pelos microplásticos. Os autores certificam a necessidade de geri-los e afirmam que muitas medidas foram propostas e algumas delas foram implementadas, entretanto, tais medidas não foram ponderadas de perspectivas mais amplas.

Para evitar iniciativas únicas com efeitos limitados, é importante o desenvolvimento de panoramas preliminares que possam formar a base para estratégias mais abrangentes e eficientes (FÄLTSTRÖM; ANDERBERG, 2020). Segundo os autores, para desenvolver esse panorama, a análise da poluição por microplásticos pode se beneficiar de uma abordagem sistêmica, pois pode ajudar evitando soluções que translocam a poluição de uma parte do sistema para a outra, ou para fora da área urbana.

Os autores, então, partem para a busca de uma orientação para o manejo de microplásticos, abordando os fluxos urbanos e a poluição por substâncias com o histórico de manejo mais antigo. Dessa maneira, Fältström; Anderberg (2020) apresentam a análise de fluxo de substâncias (SFA), como proposta útil para se obter uma visão geral dos fluxos de poluentes, e para compreender a complexidade da questão.

Os estudos através do SFA, comumente, consistem em três etapas: definição do sistema e componentes do sistema, quantificação de estoques e fluxos e interpretação (VAN DER VOET, 2002). Fältström; Anderberg (2020) enfatizam que a água urbana foi identificada como importante trilha para se obter uma melhor perspectiva sobre os caminhos dos microplásticos.

O trabalho de Prata *et al.* (2019) apresenta diversas propostas que buscam discutir as estratégias atuais para melhorar a sustentabilidade dos plásticos durante todo o ciclo de vida. Os autores organizam as estratégias em três seções: (1) produção de plásticos que tratam de melhorias em nível industrial, incluindo avaliações da utilidade do ciclo de vida; (2) consumo de produtos plásticos, reduzindo seu apelo aos consumidores, principalmente por meio da educação; e (3) gestão de resíduos defendendo a reciclagem e recuperação de resíduos compostos pelo polímero em questão.

Prata *et al.* (2019) sugerem algumas medidas a curto, médio e longo prazo para a redução da perda de microplásticos para o meio ambiente durante a produção, consumo e descarte. As recomendações são as seguintes:

Medidas a curto prazo:

- Regulação da produção e consumo através de proibições ou impostos sobre produtos plásticos que são prejudiciais para o meio ambiente, sem comprometer a saúde pública e a segurança alimentar;
- Redução do consumo de plásticos por meio da remoção de embalagens desnecessárias (e.g., embalagem dupla), rotulagem, conscientização, educação, e fornecimento de alternativas ecológicas para plásticos quando possível, sem consequências indesejadas;
- Aumento da demanda por plásticos reciclados por meio de benefícios, sanções ou impostos sobre plásticos virgens (material original e não reutilizado);

Medidas a médio prazo:

- Implementação de sistemas de coleta de resíduos que levam a reduções na produção de desperdícios, melhorando as taxas de reciclagem seguindo o princípio do “pay-as-you-throw” (pague conforme você descarta), bem como coletas porta a porta e sistemas de depósito-reembolso;
- Priorização da reciclagem seguida de matéria-prima e conversão de resíduos em energia que permitem a recuperação de produtos químicos e energia valiosos; o aterro deve ser utilizado somente em resíduos produzidos nos processos anteriores;
- Redução e reciclagem de resíduos formados durante a produção e responsabilidade sobre os resíduos e impactos causados por produtos (EPR);

Medidas a longo prazo:

- Utilização de energia sustentável durante a coleta de resíduos e reciclagem para reduzir impactos ambientais de plásticos reciclados;
- Implementação de LCA (Life Cycle Assessment) para cada produto e processos para melhorar o design ecológico (incluindo reuso, reparo e reciclabilidade), levando em consideração o fim de vida esperado dos produtos;
- Uso de plásticos de base biológica para reduzir os impactos ambientais desses polímeros a base de combustível; redução da produção de plásticos degradáveis que produzem fragmentos prejudiciais (microplásticos); uso dos

biodegradáveis em aplicações em que o processo de compostagem é benéfico (plástico filme agrícola) enquanto provém coleta e tratamento específicos de resíduos (já que a biodegradação é mais lenta ou impossível no ambiente);

- Aumento da reciclabilidade de lixo eletrônico e provisoriamente descarte por desperdício de energia.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As comunidades amazônicas tradicionais têm sido ameaçadas pela negligência política de diversos governos, em especial na gestão do ex-presidente Jair Messias Bolsonaro (2018-2022), o qual permitiu que a “boiada passasse” (falas do ex-ministro do Meio Ambiente Ricardo Sales), abrindo ainda mais espaço para a mineração ilegal na região, confronto e dizimação dos povos indígenas, em especial os Yanomamis, derrubada e queimada de florestas e criação de novos pastos, impactando em demasia os corpos hídricos adjacentes. O entendimento de como podemos reduzir, senão reverter os processos de poluição, é necessário. Técnicas mais avançadas no tratamento de efluentes (com enfoque na remoção de microplásticos / compostos emergentes), educação ambiental (para os produtores e consumidores) e uma maior fiscalização nas atividades com maior potencial de impacto são urgentes, inadiáveis, do contrário, as condições precárias de sobrevivência de tais comunidades e o descaso com a qualidade das águas, poderão levar ao aumento de enfermidades/mortes humanas e irreversibilidade no quadro de degradação dos ecossistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS

ANDERBERG, S.; BERGBÄCK, B.; LOHM, U. Flow and distribution of chromium in the Swedish environment: a new approach to study environmental pollution. **Ambio**, v. 18, n. 4, p. 216-220, 1989.

ANDRADE, M. C. *et al.* First account of plastic pollution impacting freshwater fishes in the Amazon: ingestion of plastic debris by piranhas and other serrasalmids with diverse feeding habitats. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 766-773, 2019.

BERMÚDEZ, J. R.; SWARZENSKI, P. W. A microplastic size classification scheme aligned with universal plankton survey methods. **MethodsX**, v. 8, p. 101516, 2021.

BOGOTÁ-GREGORY, J. D. *et al.* Biogeochemical water type influences community composition, species richness, and biomass in megadiverse Amazonian fish assemblages. **Scientific Reports**, v. 10, p. 15349, 2020.

BOTTERELL, Z. L. R. *et al.* Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: a review. **Environmental Pollution**, v. 245, p. 98-110, 2019.

BOUR, A.; SCHMIDT, S. A maior cidade da Amazônia despeja quase tudo no rio. **Infoamazonia**, 26 mar. 2021. Disponível em: <https://infoamazonia.org/2021/03/26/a-maior-cidade-da-amazonia-despeja-quase-tudo-no-rio/>. Acesso em: 14 jan. 2023.

CARPENTER, E. J.; SMITH, K. L. Plastics on the Sargasso Sea surface. **Science**, v. 175, p. 1240-1241, 1972.

COSTA, I. D. *et al.* Microplastics in fishes in amazon riverine beaches: influence of feeding mode and distance to urban settlements. **Science of the Total Environment**, v. 863, p. 160934, 2023.

COURTENE-JONES, W. *et al.* Microplastic pollution identified in deep-sea water and ingested by benthic invertebrates in the Rockall Trough, North Atlantic Ocean. **Environmental Pollution**, v. 231 (part 1), p. 271-280, 2017.

DE SOUSA, R. S. *et al.* Connections among land use, water quality, biodiversity of aquatic invertebrates, and fish behavior in Amazon Rivers. **Toxics**, v. 10, n. 4, p. 182, 2022.

DOSSETO, A. *et al.* Time scale and conditions of weathering under tropical climate: study of the Amazon basin with U-series. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 70, n. 1, p. 71-89, 2006.

DUNNE, T. *et al.* Exchanges of sediment between the flood plain and channel of the Amazon River in Brazil. **Geological Society of America Bulletin**, v. 110, n. 4, p. 450-467, 1998.

- FÄLTSTRÖM, E.; ANDERBERG, S. Towards control strategies for microplastics in urban water. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 40421-40433, 2020.
- FIOCRUZ. FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ. Estudo analisa a contaminação por mercúrio entre o povo indígena munduruku. **Comunicação e Informação**, 26 nov. 2020. Disponível em: <https://portal.fiocruz.br/noticia/estudo-analisa-contaminacao-por-mercurio-entre-o-povo-indigena-munduruku>. Acesso em: 14 jan. 2022.
- FISCH, G; MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A. Uma revisão geral sobre o clima da Amazônia: The climate of Amazonia - a review. **Acta Amazonica**, v. 28, n. 2, p. 101-126, 1998.
- FURCH, K. Water chemistry of the Amazon Basin: the distribution of chemical elements among freshwaters. In: SIOLI, H. (Ed.). **The amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin**. Dordrecht: Springer, 1984. p. 167-169.
- GEROLIN, C. R. *et al.* Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 749, p. 141604, 2020.
- GIARRIZZO, T. *et al.* Amazonia: the new frontier for plastic pollution. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 17, n. 6, p. 309-310, 2019.
- HOU, L. *et al.* A fish tale: a century of museum specimens reveals increasing microplastic concentrations in freshwater fish. **Ecological Applications**, v. 31, p. 1-14, 2021.
- HUANG, J. *et al.* Micro/nano-plastics cause neurobehavioral toxicity in discus fish (*Symphysodon aequifasciatus*): insight from brain-gut microbiota axis. **Journal of Hazardous Materials**, v. 421, p. 126830, 2022.
- JOHNS, E. M. *et al.* Amazon River water in the northeastern Caribbean Sea and its effect on larval reef fish assemblages during April 2009. **Fisheries Oceanography**, v. 23, n. 6, p. 472-494, 2014.
- JUNK, W. J., SILVA, V. M. F. Mammals, reptiles and amphibians. In: JUNK, W. J. (Ed.). **The Central Amazon Floodplain: ecology of a pulsing system**. Heidelberg: Springer, 1997. p. 409-417. (Ecological studies, v. 126)
- KASPER, D. *et al.* Methylmercury modulation in amazon rivers linked to basin characteristics and seasonal flood-pulse. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 24, p. 14182-14191, 2017.
- LEBRETON, L. C. M. *et al.* River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, v. 8, p. 15611, 2017.
- MARTINELLI FILHO, J. E.; MONTEIRO, R. C. Widespread microplastics distribution at an Amazon macrotidal sandy beach. **Marine Pollution Bulletin**, v. 145, p. 219-223, 2019.
- MELACK, J. M.; HESS, L. L. Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon Basin. In: JUNK, W. J. *et al.* (Ed.). **Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Dordrecht: Springer, 2011. p. 43-59.
- MOLINA, C. L. *et al.* Transfer of mercury and methylmercury along macroinvertebrate food chains in a floodplain lake of the Beni River, Bolivian Amazonia. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 3382-3391, 2010.
- MORAIS, L. M. S. *et al.* The sea anemone *Bunodosoma cangicum* as a potential biomonitor for microplastics contamination on the Brazilian Amazon coast. **Environmental Pollution**, v. 265 (part B), p. 114817, 2020.
- NOVAES, G. O.; MONTEIRO, S. M.; ROLLNIC, M. Microplastics in the fluvio-estuarine beaches of Cotijuba Island, Pará River estuary (Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. 95, p. 780-784, 2020.
- OSORIO, E. D.; TANCHULING, M. A. N.; DIOLA, M. B. L. D. Microplastics occurrence in surface waters and sediments in five river mouths of Manila Bay. **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, p. 1-14, 2021.
- PEGADO, T. *et al.* First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 133, p. 814-821, 2018.

- PEGADO, T. *et al.* Ingestion of microplastics by *Hypanus guttatus* stingrays in the Western Atlantic Ocean (Brazilian Amazon Coast). **Marine Pollution Bulletin**, v. 162, p. 111799, 2021.
- PERSPECTIVAS do meio ambiente na Amazônia: Geo Amazônia. Ciudad de Panamá: PNUMA/OTCA. 323 p. 2008.
- PRATA, J. C. *et al.* Solutions and integrated strategies for the control and mitigation of plastic and microplastic pollution. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 13, p. 2411, 2019.
- QUEIROZ, A. F. S. *et al.* First assessment of microplastic and artificial microfiber contamination in surface waters of the Amazon Continental Shelf. **Science of The Total Environment**, v. 839, p. 156259, 2022
- REDDA+. **Rio Amazonas: história e importância**. Belém (PA): Redda+. Disponível em: <https://redda.com.br/rio-amazonas/>. Acesso em: 02 jan. 2023.
- REVENGA, C. *et al.* **Watersheds of the world: ecological value and vulnerability**. Washington: World Resources Institute, 1998.
- RIBEIRO-BRASIL, D. R. G. *et al.* Contamination of stream fish by plastic waste in the Brazilian Amazon. **Environmental Pollution**, v. 266 (part 1), p. 115241, 2020.
- SALGADO, A. A. R. *et al.* Rearranjos de drenagem na porção setentrional da Bacia Amazônica. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 22, n. 3, p. 682-695, 2021.
- SETÄLÄ, O. *et al.* Microplastics in marine food webs. In: ZENG, E. Y. (Ed.). **Microplastic contamination in aquatic environments: an emerging matter of environmental urgency**. Amsterdam: Elsevier, 2018. p. 339-363.
- SHIM, W. J.; HONGAB, S. H.; EOAB, S. E. Identification methods in microplastic analysis: a review. **Analytical Methods**, v. 9, p. 1384-1391, 2017.
- SIOLI, H. The Amazon and its main affluents: hydrography, morphology of the river courses, and river types. In: SIOLI, H. (Ed.). **The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin**. Dordrecht: Springer, 1984. p. 127-165. (Monographiae biologicae, 56).
- SMITH, N. J. H. **Amazon sweet sea: land, life, and water at the River's Mouth**. Texas: University of Texas, 2002. 295 p.
- SOUZA-ARAÚJO, J. *et al.* Before the Dam: a fish-mercury contamination baseline survey at the Xingu River, Amazon Basin before the Belo Monte Dam. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 108, p. 861-866, 2022.
- TALVITIE, J. *et al.* Solutions to microplastic pollution: removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. **Water Research**, v. 123, p. 401-407, 2017.
- THIELE, C. J. *et al.* Microplastics in fish and fishmeal: an emerging environmental challenge? **Scientific Reports**, v. 11, p. 2045, 2021.
- VAN DER VOET, E. Substance flow analysis methodology. In: AYRES, R. U.; AYRES, L. W. (Ed.). **A handbook of industrial ecology**. Cheltenham: Edward Elgar Publishing, 2002. p. 91-101.
- VIEIRA, M. *et al.* Distribution and availability of mercury and methylmercury in different waters from the Rio Madeira Basin. **Environmental Pollution**, v. 235, p. 771-779, 2018.
- WEN, B. *et al.* Microplastics have a more profound impact than elevated temperatures on the predatory performance, digestion and energy metabolism of an Amazonian cichlid. **Aquatic Toxicity**, v. 195, p. 67-76, 2018b.

WEN, B. *et al.* Single and combined effects of microplastics and cadmium on the cadmium accumulation, antioxidant defence and innate immunity of the discus fish (*Symphysodon aequifasciatus*). **Environmental Pollution**, v. 243 (part A), p. 462-471, 2018a.

YAO, P. *et al.* A review of microplastics in sediments: spatial and temporal occurrences, biological effects, and analytic methods. **Quaternary International**, v. 519, p. 274-281, 2019.

CAPÍTULO 4

ESTABELECIMENTO DE VALORES REFERÊNCIA PARA METAIS EM SEDIMENTOS DE RESERVATÓRIOS DO ESTADO DE SÃO PAULO

Ivan Edward Biamont-Rojas^{1*}
Sheila Cardoso-Silva^{1,2}
Rubens César Lopes Figueira²
Marcelo Pompêo³

1- Universidade Estadual Paulista - UNESP, Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, SP, Brasil

2- Universidade de São Paulo – USP, Instituto Oceanográfico, São Paulo, SP, Brasil

3- Universidade de São Paulo - USP, Departamento de Ecologia, São Paulo, SP, Brasil

*Autor correspondente: biamont.ivan@gmail.com

RESUMO

Para se estabelecer o nível de impacto em relação à concentração de metais no sedimento é preciso que se conheça os valores naturais ou valor de referência com os quais podemos comparar o estado prístino e atual de um ecossistema. Existem diferentes métodos para avaliar os valores basais de concentrações de metais como o uso de dados históricos ou técnicas estatísticas. A utilização do histórico de dados de estudos prévios, embora seja uma alternativa eficiente, nem sempre é viável já que nem sempre há pesquisas publicadas ou dados de monitoramento disponíveis. Para suprir esta deficiência é possível a utilização de ferramentas estatísticas como a análise de regressão ou o uso de percentis. O objetivo deste estudo foi estabelecer as condições de referência para metais em sedimentos de três reservatórios do Estado de São Paulo. Os locais de coleta do sedimento foram distribuídos de forma que abrangessem todo o reservatório: Paiva Castro- 50 pontos, Broa- 39 pontos e Itupararanga- 53 pontos. Para determinar as condições de referência foram utilizados dois métodos estatísticos: análise de regressão e o valor do percentil 75%. Correlações lineares significativas se apresentaram entre Cr, Cu, N, Pb e Zn com o elemento conservativo Al. Não se observou diferenças significativas aplicando uma ou outra técnica. Os dois métodos aplicados mostraram-se eficientes no estabelecimento das condições de referência nos três reservatórios.

INTRODUÇÃO

As condições de referência de um ecossistema fornecem informações essenciais para avaliar a magnitude do impacto ambiental existente numa dada área (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2021a). Com essas informações, torna-se possível estabelecer medidas efetivas de recuperação e restauração (BENNION *et al.*, 2011). Diversos métodos podem ser empregados para determinar as condições de referência de um ambiente aquático incluindo: a análise de um ambiente ecologicamente semelhante que não possua impactos antrópicos significativos, o uso de dados históricos, o emprego de dados paleolimnológicos e o emprego de técnicas estatísticas (EUROPEAN UNION, 2000; GIBSON *et al.*, 2000). Cada técnica apresenta vantagens e desvantagens e deverá ser aplicada dependendo da realidade local e infraestrutura disponível.

A presença de ambientes livres de impactos antrópicos é rara, e da mesma forma, o acesso a dados históricos oriundos de pesquisas científicas ou monitoramentos frequentemente se mostra inexistente. A paleolimnologia faz o uso de perfis sedimentares datados e através da análise de uma série de proxies é capaz de reconstituir o histórico de impactos estabelecendo condições ambientais em que a influência das atividades antrópicas era mínima ou ausente (YAN *et al.*, 2020; CARDOSO-SILVA *et al.*, 2021b; BROCE *et al.*, 2022; BIAMONT-ROJAS *et al.*, 2023a). Embora forneça informações valiosas, nem sempre é possível utilizar a análise de perfis sedimentares datados. Por outro lado, o uso de ferramentas estatísticas representa uma alternativa eficaz, fornecendo resultados robustos. Técnicas estatísticas e análises espaciais (HERNÁNDEZ-CRESPO; MARTÍN, 2015), são cada vez mais utilizadas (GAO *et al.*, 2019; KIM *et al.*, 2019; KRECL *et al.*, 2019; BANDA; KUMARASAMY, 2020) oferecendo uma base objetiva para os tomadores de decisões e para o uso adequado dos recursos naturais (DE PAULA FILHO *et al.*, 2015).

Para a determinação das condições de referência, em especial de contaminantes químicos, o uso de sedimentos dos corpos de água lênticos (lagos, lagoas) ou de transição (reservatórios) são particularmente importantes. Os sedimentos representam um registro singular dos processos que acontecem na área de drenagem da bacia hidrográfica. Mudanças nos teores de metais potencialmente tóxicos, na composição mineral do sedimento, no conteúdo de macro e micronutrientes e a presença de poluentes orgânicos persistentes (POPs), entre outros, são parâmetros essenciais para descrever processos que ocorrem dentro da bacia hidrográfica (CIEŚLEWICZ; KOBIERSKI; CICHOSZ, 2017) e do corpo hídrico avaliado.

Dentre estes contaminantes, os metais desempenham um papel especialmente importante, sendo considerados o segundo componente mais tóxico dos sedimentos depois do nitrogênio amoniacal. Os metais são reconhecidos por seu caráter tóxico (HANFI; MOSTAFA; ZHUKOVSKY, 2019) e persistência ambiental, não sendo degradados em compostos menos nocivos. Classificados como essenciais (necessários em processos metabólicos) e não essenciais (tolerados pelos organismos em baixas concentrações), os metais nos sedimentos ligam-se a colóides orgânicos e minerais assentados no fundo dos corpos lênticos ou de transição onde tem o potencial de afetar adversamente a fauna e flora presente (WON; WIRTH; BURNS, 2019; XIE; WANG, 2020). Estes potenciais contaminantes podem ser bioacumulados e/ou bioamplificados representando uma ameaça ao ecossistema aquático e à saúde pública (ALI; KHAN, 2019; TESSEMA *et al.*, 2020).

No contexto brasileiro, diversas pesquisas têm estimado os valores de referência para metais em sedimentos, como os estudos de Moreira; Boaventura (2003) na bacia do lago Paranoá, De Paula; Mozeto (2001), na reserva biológica da Praia do Sul, na Ilha Grande, Rio de Janeiro, Nascimento; Mozeto (2008) na bacia do Tietê; Cardoso-Silva *et al.* (2016) no reservatório Paiva Castro, Cardoso-Silva *et al.* (2021) em sete reservatórios do estado de São Paulo, Kim *et al.* (2017) no estuário de Santos, Angeli *et al.* (2019) no estuário de Paranaguá.

Este estudo empregará uma ampla gama de dados e técnicas estatísticas para estabelecer as condições de referência para metais em sedimentos de três reservatórios do estado de São Paulo. Será também avaliado se há enriquecimento destes potenciais contaminantes e se tal enriquecimento é resultante de causas naturais, devido à composição da bacia, ou se é decorrente da interferência de atividades antrópicas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Os três reservatórios objeto de estudo estão localizados no Estado de São Paulo (Fig. 4.1). O reservatório Paiva Castro (PC) é o último reservatório do sistema de derivações Cantareira, a partir dela as águas são bombeadas pela Elevatória Santa Inês ao reservatório das Águas Claras, e em seguida à estação de tratamento de água do Guaraú e então ao abastecimento público. O reservatório Paiva Castro está localizado na sub-bacia do Juquery, a qual possui área de 33.771 ha e integra a Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. A sub-bacia do reservatório Paiva Castro, conta com urbanização bastante intensa, e é a única que está parcialmente inserida nos limites da Área de Proteção aos Mananciais (28.372 ha, ou 84% de sua área) (SABESP, 2023). A represa Paiva Castro é formada pelo barramento do Rio Juquery 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⁻¹ (SABESP, 2023). A elevação das cargas de nutrientes, principalmente o fósforo tem sido responsável pelo registro do estado trófico mesotrófico no ponto monitorado pela CETESB (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2021).

O reservatório Broa (BR) localiza-se entre os municípios de Itirapina e Brotas, ambos no Estado de São Paulo (SP), pelo barramento do rio Lobo, inserido na bacia hidrográfica do Tietê-Jacaré. O reservatório foi construído em 1936 visando a produção de energia elétrica, possui uma área superficial de 6 km², comprimento máximo de 8 km, uma largura média de 0,9 km, bem como uma profundidade média de 3 m (CERVI *et al.*, 2017), considerado um corpo hídrico raso, polimítico e um tempo de retenção menor a 25 dias (TUNDISI; TUNDISI, 2016). É um reservatório impactado por aportes de esgoto doméstico não tratado, resultando em aumento da trofia (TUNDISI; TUNDISI, 2016; FRASCARELI *et al.*, 2018).

O reservatório Itupararanga (ITU) está localizado no alto do curso do Rio Sorocaba, maior afluente do rio Tietê na margem esquerda. O reservatório pertence à bacia do Alto Sorocaba, uma das sub-bacias que compõem a Bacia do Sorocaba Médio Tietê (FRASCARELI *et al.*, 2015). O reservatório também é destinado ao abastecimento público, e a área de seu entorno está predominantemente ocupada por atividades agrícolas (TANIWAKI *et al.*, 2013; FRASCARELI *et al.*, 2015). O reservatório é classificado como mesotrófico (TANIWAKI *et al.*, 2013; CETESB, 2018). O reservatório faz parte da Área de Proteção Ambiental (APA) de Itupararanga desde 1998 (BEU; MISATO; HAHN, 2011), tem tempo de residência de 250 dias e precipitação anual média de 1370 mm. (BIAMONT-ROJAS; CARDOSO-SILVA; POMPÊO, 2022; BIAMONT-ROJAS *et al.* 2023b).

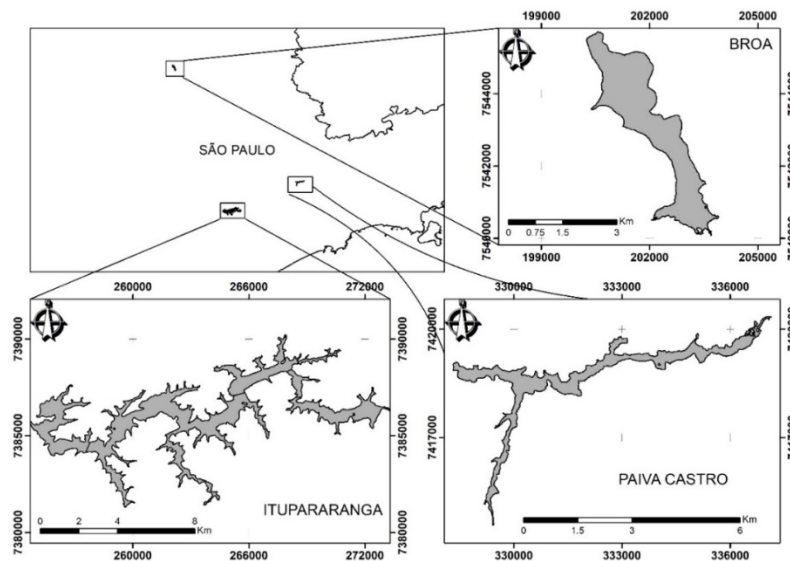


Figura 4.1: Área de estudo. Reservatório de Itupararanga (escala, 1:120,000), Reservatório Paiva Castro (escala, 1:80,000) e Broa (escala, 1:80,000) – São Paulo, Brasil.

Limnologia de reservatórios: do clássico às novas abordagens

Marcelo Pompêo, Sheila Cardoso-Silva, Rubens Cesar Lopes Figueira, Viviane Moschini-Carlos
 Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2024, http://ecologia.ib.usp.br/portal/novas_abordagens

Amostragem em campo

A coleta de sedimento no PC (50 pontos) foi realizada em 23 de novembro de 2017, no BR (39 pontos) em 21 de junho de 2017 e no ITU (53 pontos) no dia 28 de setembro de 2017. Os pontos de coleta foram georreferenciados (WGS84; UTM 23S) e distribuídos ao longo dos reservatórios para compreender de uma forma mais ampla o sedimento superficial. A estratégia de amostragem seguiu as condições empregadas em Leal *et al.* (2018) e Biamont-Rojas; Cardoso-Silva; Pompêo (2022a).

Um coletor tipo Lenz (225 cm²) foi utilizado para amostrar os primeiros 4 cm do sedimento superficial. As amostras extraídas foram colocadas em potes plásticos (100 ml) enchendo-os completamente, logo foram armazenadas no escuro e transportadas em sacolas térmicas.

Processamento das amostras

No processamento do material coletado, as amostras foram secas em forno a 50 °C durante 5 dias e trituradas em almofariz de vidro. Para a análise do teor total dos metais (Al, Ba, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr e Zn) o sedimento foi processado seguindo o método 3050B da US EPA serie SW 846 (USEPA, 1996). O material resultante foi armazenado a 4 °C antes da análise de metais por um espectrômetro de emissão atômica acoplado por um indutor de plasma (ICP-OES), usando um instrumento Agilent Serie 720. Reativos de grau analítico (obtidos de Merck e Sigma-Aldrich) foram usados em todas as análises. Toda a vidraria e equipamentos utilizados para armazenar e processar as amostras para a avaliação de metais foi deixada em ácido nítrico 10% pelo menos 24 h, depois lavadas com água ultrapura.

Critério analítico

A acurácia dos dados obtidos foi avaliada em ensaios de recuperação realizados usando soluções fortificadas com metais. Estes ensaios utilizaram a solução padrão SpecSol® G16 V contendo 100 mg/L dos metais em 2% HNO₃. O valor entre 75 e 125% foi considerado como critério de aceitação. As eficiências de recuperação variaram de 89,67 até 112,63% e os limites de quantificação e detecção foram calculados segundo Vogel (2000).

Fator de enriquecimento

O fator de enriquecimento (EF) é calculado com base na equação:

$$EF = \left(\frac{Me}{El}\right) / \left(\frac{Mer}{Elr}\right)$$

Onde, Me/El é a divisão entre as concentrações do metal avaliado e o elemento conservativo na amostra, e Mer/Elr é a divisão dos valores de referência para o metal sendo analisado e o elemento conservativo. O alumínio foi utilizado como elemento conservativo (LUOMA; RAINBOW, 2008), devido a que os aluminossilicatos fazem parte da composição das frações de granulação fina (< 63 µm, silte e argila) e são importantes nas fases de ligação de metais (DEVESA-REY; DÍAZ-FIERROS; BARRAL, 2011). A classificação foi feita considerando cinco categorias de enriquecimento conforme descrito por Sutherland (2000) (Tab. 4.1).

Tabela 4.1: Classificação do fator de enriquecimento (EF) segundo SUTHERLAND (2000)

Classes				
Ausente/muito baixo < 2	Moderado 2 ≤ EF < 5	Considerável 5 ≤ EF < 20	Alto 20 ≤ EF < 40	Muito alto > 40

Cálculo da condição de referência

Para determinar as condições de referências dos metais utilizamos dois métodos estatísticos: 1) cálculo por meio de análise de regressão (DUNG *et al.*, 2013; ÁLVAREZ-VÁZQUEZ; FARINANGO; PREGO, 2023) e 2) por meio do valor do percentil 75% (ALMEIDA *et al.*, 2016). A primeira técnica baseia-se na regressão linear entre

as concentrações de um elemento conservativo que é considerado “inerte” ou não influenciado por atividades antrópicas e o elemento o qual busca-se o valor de referência (DUNG *et al.*, 2013). Entre os elementos conservativos (ex. K, Sc, Ga, Zr, Cs, Be, Ti, Si, Fe) (ACKERMANN, 1980; ÁLVAREZ-VÁZQUEZ; FARINANGO; PREGO, 2023) o Alumínio é bastante utilizado pois é o principal constituinte dos aluminossilicatos que fazem parte da composição das frações sedimentares mais finas: silte e argila, nas quais os metais se complexam facilmente (DEVESA-REY; DÍAZ-FIERROS; BARRAL, 2011; RODRIGUEZ-BLANCO; TABOADA-CASTRO; TABOADA-CASTRO, 2019; BIRCH, 2020). Os dados que estão bem ajustados às condições de regressão linear representam os valores de referência, enquanto os valores não abrangidos pelo intervalo de confiança (95%) são considerados como provenientes de atividades antrópicas (COVELLI; FONTOLAN, 1997; ABRAHIM; PARKER, 2008). Assim o valor de referência é baseado na média dos valores que estão dentro do intervalo de confiança de 95%. Para a análise dos dados com base no percentil 75% removemos os outliers por meio do teste de Grubs.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Efetuamos o cálculo da condição de referência para os valores que apresentaram correlações significativas com o elemento conservativo Al (Tabelas 4.2, 4.3 e 4.4). Observamos correlações lineares significativas entre os elementos de interesse toxicológico Cr, Cu, Ni, Pb e Zn ($p < 0,005$; $r > 0,50$) nos três reservatórios o que sugere uma origem semelhante para estes elementos. As correlações significativas dos metais com o Al bem como com o Fe podem ser associadas ao fato de que os metais podem estar complexados à oxidróxidos de Fe e Al (SOTO-JIMÉNEZ; PÁEZ-OSUNA, 2001; ALMEIDA *et al.*, 2020; HUANG; KELLER, 2020).

Tabela 4.2: Análise de correlação de Pearson para os teores de metais em sedimentos superficiais do reservatório Paiva Castro. Em negrito e itálico as correlações estatisticamente significativas

	Al	Ba	Ca	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Zn
Al															
Ba	0,71														
Ca	-0,51	-0,20													
Co	0,51	0,77	-0,08												
Cr	0,87	0,53	-0,37	0,50											
Cu	0,66	0,70	-0,08	0,78	0,71										
Fe	0,82	0,68	-0,45	0,69	0,79	0,69									
K	0,44	0,59	-0,16	0,49	0,17	0,30	0,21								
Mg	0,18	0,44	0,09	0,38	-0,08	0,12	-0,01	0,93							
Mn	-0,27	0,14	0,62	0,21	-0,06	0,20	-0,01	-0,36	-0,28						
Na	0,89	0,57	-0,65	0,36	0,76	0,47	0,79	0,19	-0,09	-0,31					
Ni	0,75	0,47	-0,33	0,50	0,91	0,65	0,74	0,15	-0,05	-0,13	0,68				
Pb	0,88	0,78	-0,46	0,73	0,78	0,77	0,84	0,49	0,24	-0,20	0,80	0,75			
Sr	0,01	0,48	0,44	0,28	-0,12	0,12	-0,09	0,56	0,67	0,29	-0,21	-0,08	0,09		
Zn	0,61	0,75	-0,01	0,87	0,53	0,77	0,66	0,68	0,56	0,01	0,41	0,53	0,77	0,37	

A análise de regressão mostrou que a maioria dos pontos no reservatório do Broa estiveram dentro do intervalo de confiança de 95%, mostrando que há poucos indícios de contaminação. O fator de enriquecimento foi inferior a 2,0 para a maioria dos metais e maioria dos pontos em todos os reservatórios, indicando o enriquecimento mínimo e a fonte predominantemente geogênica. A única exceção ocorreu no reservatório Paiva Castro para os teores de Cu (Tabela 4.5, Figura 4.2), onde foi registrado um enriquecimento moderado. Este enriquecimento está associado principalmente a aplicações de sulfato de cobre que ocorreram na região. No reservatório Paiva Castro, há relatos de bioacumulação em macro invertebrados bentônicos (BEGHELLI *et al.*, 2016) e valores acima das condições de referência de até 3 vezes (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2016b; a).

Análise de teste t ($p > 0,05$) mostra que não há diferenças estatisticamente significativas entre os valores de referência obtidos pelas técnicas de regressão e do percentil 75% (Tabela 4.6). Entretanto, dependendo da área avaliada, a técnica do percentil 75% pode superestimar ou subestimar o valor de referência devido ao viés dos resultados. Se a amostragem fosse feita apenas em um local contaminado, o valor de referência aumentaria, ou se as amostras fossem arenosas, os valores diminuiriam (KIM *et al.*, 2017).

Tabela 4.3: Análise de correlação de Pearson para os teores de metais em sedimentos superficiais do reservatório do Broa. Em negrito e itálico as correlações estatisticamente significativas

	Al	Ba	Ca	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Zn
Al															
Ba	-0,12														
Ca	-0,29	0,92													
Co	0,79	0,31	0,07												
Cr	0,61	0,41	0,22	0,62											
Cu	0,66	0,49	0,32	0,78	0,69										
Fe	0,80	-0,33	-0,41	0,64	0,13	0,45									
K	0,70	0,25	0,05	0,62	0,91	0,68	0,26								
Mg	0,15	0,79	0,78	0,31	0,68	0,52	-0,24	0,57							
Mn	0,02	0,57	0,68	0,22	0,10	0,53	0,15	0,05	0,48						
Na	0,27	0,36	0,33	0,44	0,30	0,60	0,34	0,42	0,29	0,50					
Ni	0,79	0,39	0,15	0,83	0,88	0,80	0,39	0,87	0,60	0,15	0,34				
Pb	0,57	0,30	0,18	0,66	0,64	0,71	0,45	0,71	0,45	0,35	0,68	0,61			
Sr	-0,25	0,96	0,98	0,12	0,29	0,35	-0,43	0,11	0,82	0,63	0,26	0,24	0,17		
Zn	0,75	0,24	0,00	0,88	0,52	0,67	0,62	0,54	0,23	0,02	0,36	0,74	0,54	0,05	

Tabela 4.4: Análise de correlação de Pearson para os teores de metais em sedimentos superficiais do reservatório Ituparanga. Em negrito e itálico as correlações estatisticamente significativas

	Al	Ba	Ca	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Zn
Al															
Ba	0,70														
Ca	0,43	0,26													
Co	0,33	0,55	0,17												
Cr	0,74	0,45	0,41	0,15											
Cu	0,63	0,37	0,04	0,40	0,35										
Fe	0,80	0,61	0,10	0,43	0,63	0,60									
K	0,68	0,80	0,20	0,53	0,41	0,68	0,57								
Mg	0,14	0,37	0,64	0,49	0,11	-0,13	-0,14	0,28							
Mn	0,24	0,26	0,16	0,25	0,28	0,19	0,48	0,10	-0,04						
Na	0,66	0,69	0,37	0,35	0,45	0,29	0,58	0,60	0,25	-0,11					
Ni	0,66	0,68	0,25	0,77	0,45	0,48	0,60	0,66	0,39	-0,03	0,70				
Pb	0,50	0,35	0,23	0,51	0,04	0,75	0,33	0,59	0,24	-0,04	0,31	0,48			
Sr	0,33	0,51	0,71	0,31	0,28	-0,27	0,00	0,24	0,84	-0,08	0,48	0,45	0,06		
Zn	0,56	0,57	0,50	0,59	0,24	0,59	0,22	0,70	0,59	-0,09	0,46	0,64	0,80	0,49	

Tabela 4.5: Valores médio e desvio padrão (DP) para o fator de enriquecimento em três reservatórios do estado de São Paulo

		Ba	Ca	Co	Cr	Cu	Fe	K	Na	Ni	Pb	Zn
Paiva Castro	Média	1,13	1,42	1,11	1,46	2,35	1,21	1,16	0,98	1,08	1,06	1,11
	DP	0,29	1,12	0,35	0,35	0,70	0,32	0,39	0,26	0,30	0,17	0,34
Broa	Média	1,10	1,06	0,99	1,11	1,03	1,06	1,11	0,96	1,07	1,03	1,03
	DP	0,68	0,94	0,24	0,31	0,36	0,32	0,41	0,43	0,29	0,41	0,34
Ituparanga	Média	1,01	0,97	55,33	1,08	1,04	1,57	1,03	1,05	1,00	1,02	1,19
	DP	0,23	4,19	394,27	0,22	0,29	0,43	0,24	0,27	0,21	0,28	0,35

Os dados apresentados nesta pesquisa apresentam a vantagem em relação aos trabalhos anteriores por terem sido estabelecidos com uma ampla gama de pontos distribuídos ao longo dos reservatórios. Considera, portanto, a heterogeneidade espacial natural do ecossistema. Além disso, a análise de regressão para determinação dos valores de referência (Figuras 4.3, 4.4 e 4.5) é de mais fácil aplicação em relação a obtenção de testemunhos sedimentares datados, os quais nem sempre serão facilmente obtidos. Estes valores de referência, quando comparados com outras pesquisas (Tab. 4.7) apresentam-se similares.

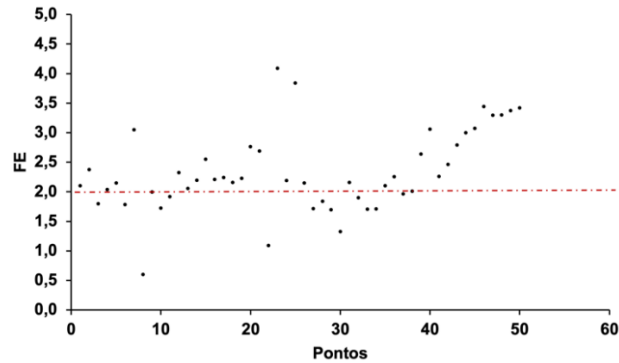


Figura 4.2: Fator de enriquecimento para os teores de cobre no reservatório Paiva Castro. Valores < 2 indicam a origem geogênica ou enriquecimento mínimo. Valores entre 2 e 5 indicam enriquecimento moderado.

Tabela 4.6: Valores de referência estabelecidos com base na técnica de regressão linear e percentil 75%. Valores em mg/kg sedimento seco

Metal	Paiva Castro		Broa		Itupararanga	
	IC 95% Background	Percentil 75	IC 95% Background	Percentil 75	IC 95% Background	Percentil 75
Al	34402,72	40376,11	28433,43	37284,11	51581,29	58054,13
Ba	136,08	149,81	*	230,40	99,33	115,25
Ca	410,10	457,06	*	1564,52	*	*
Co	9,08	9,86	7,98	9,06	*	*
Cr	20,10	31,12	22,04	26,70	31,59	37,09
Cu	45,91	50,18	30,32	34,72	21,13	24,14
Fe	34310,04	43660,40	26789,61	31693,85	38446,59	43937,97
K	*	1654,30	166,15	244,04	806,28	925,24
Na	40,42	48,32	*	41,21	67,93	77,24
Ni	8,83	9,96	6,60	8,41	7,41	8,42
Pb	21,13	24,11	12,55	14,03	15,51	17,41
Zn	56,81	63,00	29,69	33,67	28,43	33,99

Tabela 4.7: Valores de referência (mg/kg) para reservatórios no estado de São Paulo.

Metal	Paiva Castro ¹	Broa ¹	Itupararanga ¹	PC ²	Broa ³	Itupararanga ³	Alto Tietê ⁴	Médio Tietê ⁴
Al	34402,72	28433,43	51581,29	-	53800 ± 5.8	43500 ± 2.1	-	-
Ba	136,08	177,16	99,33	-	-	-	-	-
Ca	410,10	1119,65	-	-	-	-	-	-
Co	9,08	7,98	-	-	-	-	-	-
Cr	20,10	22,04	31,59	24	24.6 ± 2.2	32.7 ± 1.7	36	44
Cu	45,91	30,32	21,13	24	32.2 ± 3.3	19.2 ± 0.9	18	61
Fe	34310,04	26789,61	38446,59	-	55000 ± 4.5	61000 ± 11.0	-	-
K	1416,72	166,15	806,28	-	-	-	-	-
Na	40,42	35,74	67,93	-	-	-	-	-
Ni	8,83	6,60	7,41	33	11.5 ± 2.0	8.7 ± 0.6	23	41
Pb	21,13	12,55	15,51	27	12.9 ± 1.1	25.8 ± 2.1	61	30
Zn	56,81	29,69	28,43	70	41.1 ± 4.2	40.8 ± 4.4	82	104

¹ Esta pesquisa; ² Cardoso-Silva *et al.* (2016); ³ Cardoso-Silva *et al.* (2021); ⁴ Nascimento; Mozeto (2008)

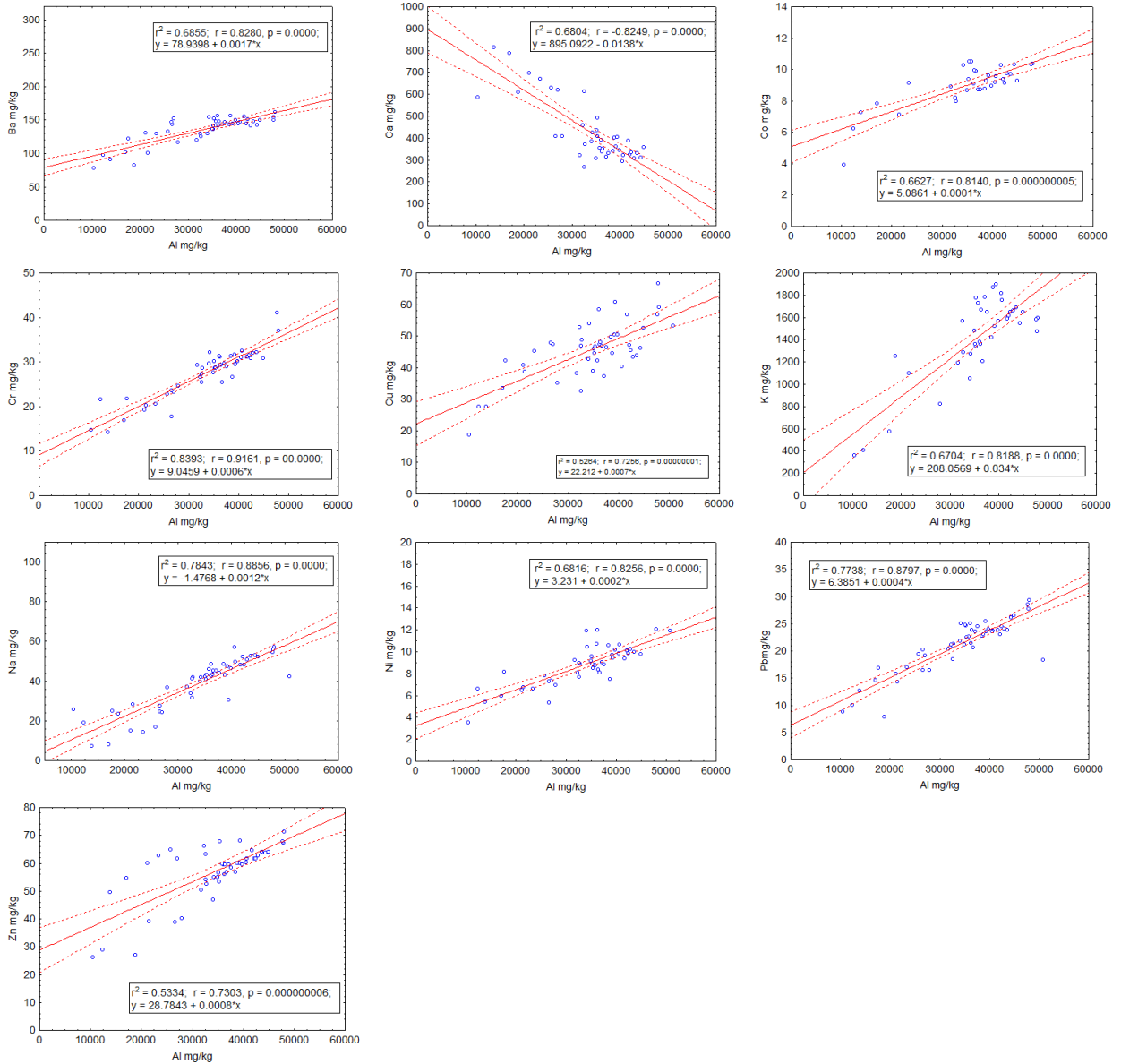


Figura 4.3: Análise de regressão e o Intervalo de confiança entre os teores de Al e os metais Ba, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Na, Ni, Pb e Zn em sedimentos superficiais do reservatório de Paiva Castro.

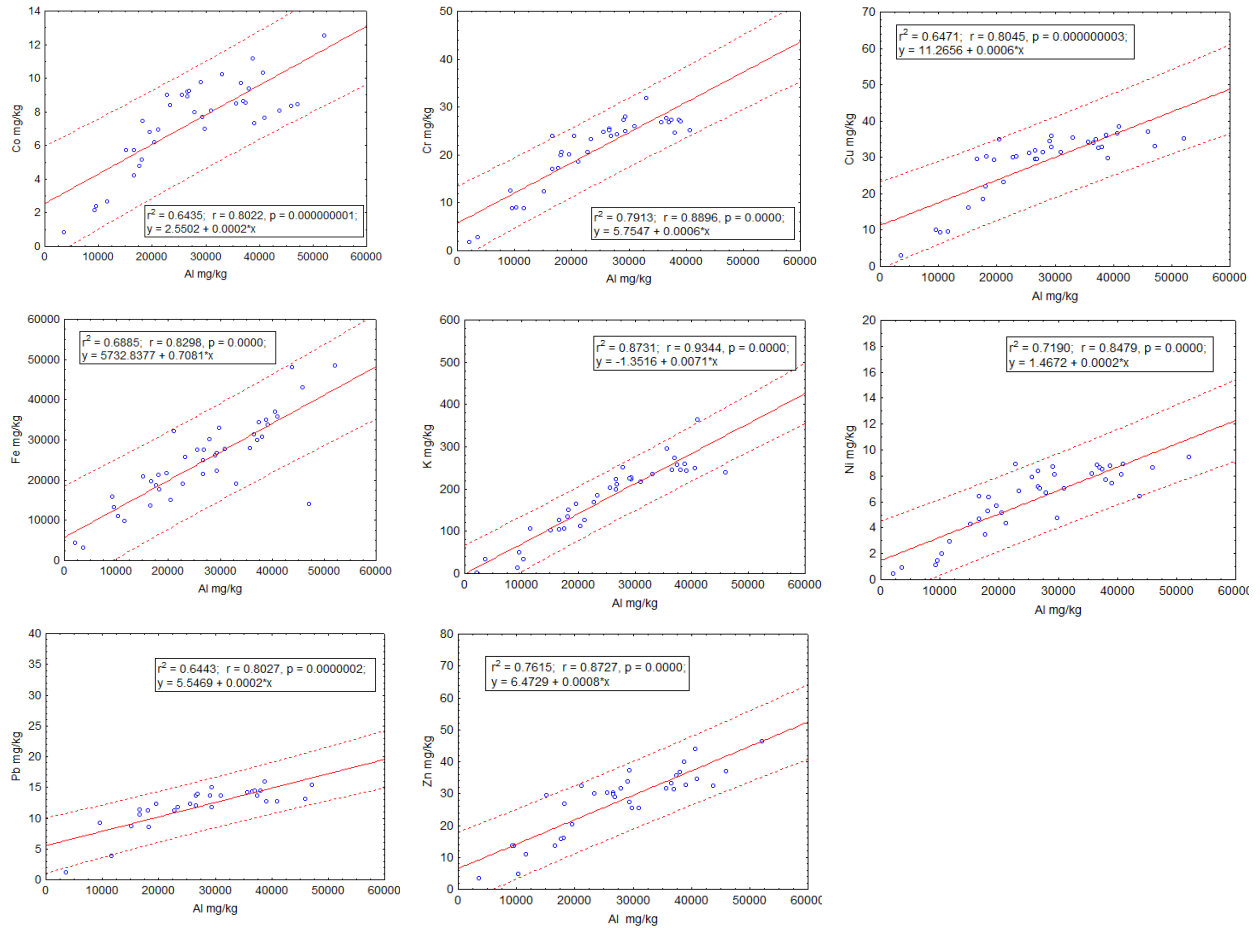


Figura 4.4: Análise de regressão e o Intervalo de confiança entre os teores de Al e os metais Co, Cr, Cu, Fe, K, Ni, Pb e Zn em sedimentos superficiais do reservatório do Broa.

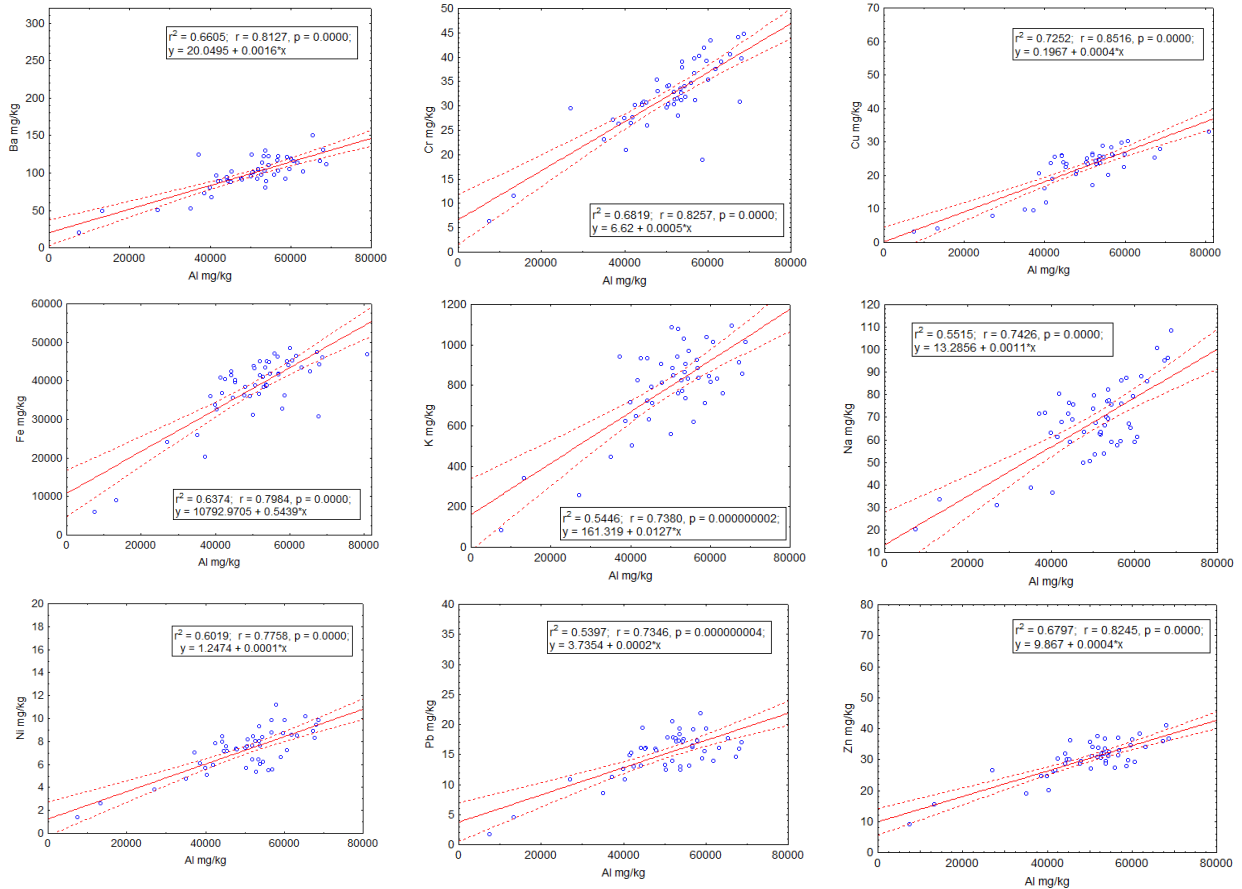


Figura 4.5: Análise de regressão e o Intervalo de confiança entre os teores de Al e os metais Ba, Cr, Cu, Fe, K, Na, Ni, Pb e Zn em sedimentos superficiais do reservatório de Ituparanga.

CONCLUSÕES

Os dados apresentados nesta pesquisa destacam-se por abordar uma ampla distribuição de pontos ao longo dos reservatórios, considerando a heterogeneidade espacial natural do ecossistema. Os valores de referência estabelecidos nesta pesquisa por meio de técnicas estatísticas mostraram-se comparáveis a outras pesquisas, reforçando a robustez e a relevância dos resultados obtidos. O Fator de enriquecimento calculado demonstra um enriquecimento mínimo em quase todos os pontos a exceção do Cu em Paiva Castro categorizado por apresentar um enriquecimento considerável. É importante que as políticas públicas em vigor mantenham o controle na entrada de metais nestes ambientes e que considerem a restrição no uso de aglicidas à base de sulfato de cobre.

REFERÊNCIAS

ABRAHIM, G. M. S.; PARKER, R. J. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 136, n. 1, p. 227-238, 2008.

ACKERMANN, F. A procedure for correcting the grain size effect in heavy metal analyses of estuarine and coastal sediments. **Environmental Technology Letters**, v. 1, n. 11, p. 518-527, 1980.

ALI, H.; KHAN, E. Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs: concepts and implications for wildlife and human health. **Human and**

Ecological Risk Assessment: an International Journal, v. 25, n. 6, p. 1353-1376, 2019.

ALMEIDA, A. B. *et al.* Background and reference values of metals in soils from Paraíba State, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p.1-13, 2016.

ALMEIDA, L. C. *et al.* Assessment of toxicity of metals in river sediments for human supply: Distribution, evaluation of pollution and sources identification. **Marine Pollution Bulletin**, v. 158, p. 111423, 2020.

ÁLVAREZ-VÁZQUEZ, M. A.; FARINANGO, G.; PREGO, R. Uranium as reference element to estimate the background of “Anthropocene” sensitive trace elements in sediments of the land-ocean continuum (Ulla-Arousa, NW Iberian Atlantic Margin). **Continental Shelf Research**, v. 261, p. 105021, 2023.

ANGELI, J. L. F. *et al.* Environmental changes reflected by sedimentary geochemistry for the last one hundred years of a tropical estuary. **Journal of Marine Systems**, v. 189, p. 36-49, 2019.

BANDA, T. D.; KUMARASAMY, M. Application of multivariate statistical analysis in the development of a surrogate Water Quality Index (WQI) for South African watersheds. **Water**, v. 12, n. 6, . 1584, 2020.

BEGHELLI, F. G. S. *et al.* Effects of copper in sediments on benthic macroinvertebrate communities in tropical reservoirs. **Limnetica**, v. 35, n. 1, p. 103-116, 2016.

BENNION, H. *et al.* Defining reference conditions and restoration targets for lake ecosystems using palaeolimnology: a synthesis. **Journal of Paleolimnology**, v. 45, p. 533-544, 2011.

BEU, S. E.; MISATO, M. T.; HAHN, S. M. APA de Itupararanga. *In*: BEU, S. E.; SANTOS, A. C. A.; CASALIS, S. (Eds.). **Biodiversidade na APA de Itupararanga**. São Paulo: SMA/FF/UFSCar/CCR-Via Oeste, 2011. p.33-56.

BIAMONT-ROJAS, I. E.; CARDOSO-SILVA, S.; POMPÊO, M. Heterogeneidade espacial e ecotoxicidade de metais no sedimento em três reservatórios Paulistas aplicando um enfoque geoestatístico. *In*: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; LÓPEZ-DOVAL, J.C. (Eds.). **Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos**. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2022. p. 43-57.

BIAMONT-ROJAS, I. E. *et al.* Chronostratigraphy elucidates environmental changes in lacustrine sedimentation rates and metal accumulation. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 28, p. 72430-72445, 2023a.

BIAMONT-ROJAS, I. E. *et al.* Ecotoxicology and geostatistical techniques employed in subtropical reservoirs sediments after decades of copper sulfate application. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 45, p. 2415-2434, 2023b.

BIAMONT-ROJAS, I. E. *et al.* Spatial distribution of arsenic and metals suggest a high ecotoxicological potential in Puno Bay, Lake Titicaca, Peru. **Science of the Total Environment**, v. 871, p. 162051, 2023c.

BIRCH, G. F. An assessment of aluminum and iron in normalisation and enrichment procedures for environmental assessment of marine sediment. **Science of the Total Environment**, v. 727, p. 138123, 2020.

BROCE, K. *et al.* Background concentrations and accumulation rates in sediments of pristine tropical environments. **CATENA**, v. 214, p. 106252, 2022.

CARDOSO-SILVA, S. *et al.* An abiotic typology and reference conditions for nutrients and chlorophyll-a in subtropical reservoirs (São Paulo State, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 16029-16041, 2021a.

CARDOSO-SILVA, S. *et al.* Metals in sediments: bioavailability and toxicity in a tropical reservoir used for public water supply. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 5, p. 310, 2016b.

CARDOSO-SILVA, S. *et al.* Paleolimnological evidence of environmental changes in seven subtropical reservoirs

based on metals, nutrients, and sedimentation rates. **CATENA**, v. 206, p. 105432, 2021b.

CARDOSO-SILVA, S. *et al.* Temporal and spatial accumulation of heavy metals in the sediments at Paiva Castro Reservoir (São Paulo, Brazil). **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 1, p. 1-16, 2016a.

CERVI, E. C. *et al.* Geochemical speciation and risk assessment of metals in sediments of the Lobo-Broa Reservoir, Brazil. **Management of Environmental Quality: an International Journal**, v. 28, n. 3, p. 430-443, 2017.

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2018.

CIEŚLEWICZ, J.; KOBIERSKI, M.; CICHOSZ, M. Geochemical assessment of lake sediments in protected areas in Poland - a search for reference condition. **Journal of Limnology**, v. 77, n. 1, p. 35-45, 2017.

COVELLI, S.; FONTOLAN, G. Application of a normalization procedure in determining regional geochemical baselines. **Environmental Geology**, v. 30, n. 1, p. 34-45, 1997.

DE PAULA, F. C. F.; MOZETO, A. A. Biogeochemical evolution of trace elements in a pristine watershed in the Brazilian southeastern coastal region. **Applied Geochemistry**, v. 16, n. 9, p. 1139-1151, 2001.

DE PAULA FILHO, F.J. *et al.* Assessment of heavy metals in sediments of the Parnaíba River Delta in the semi-arid coast of Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, n. 4, p. 167, 2021.

DE PAULA FILHO, F. J. *et al.* Background values for evaluation of heavy metal contamination in sediments in the Parnaíba River Delta estuary, NE/Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 91, n. 2, p. 424-428, 2015.

DEVESA-REY, R.; DÍAZ-FIERROS, F.; BARRAL, M. T. Assessment of enrichment factors and grain size influence on the metal distribution in riverbed sediments (Anllóns River, NW Spain). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 179, n. 1, p. 371-388, 2011.

DUNG, T. T. T. *et al.* From geochemical background determination to pollution assessment of heavy metals in sediments and soils. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 12, n. 4, p. 335-353, 2013.

EUROPEAN UNION. Directive 2000/60/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. **EUR-Lex**, 22 Dec. 2000.

FRASCARELI, D. *et al.* Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Ituparanga associadas com o uso do solo na Bacia do Alto Sorocaba-SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, p. 770-781, 2015.

FRASCARELI, D. *et al.* Spatial distribution, bioavailability, and toxicity of metals in surface sediments of tropical reservoirs, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 4, p. 199, 2018.

GAO, S. *et al.* Estimation of background concentration of PM in Beijing using a statistical integrated approach. **Atmospheric Pollution Research**, v. 10, n. 3, p. 858-867, 2019.

GIBSON, G. *et al.* **Nutrient criteria technical guidance manual: lakes and reservoirs**. Washington: EPA, 2000. (EPA-822-B00-001).

HANFI, M. Y.; MOSTAFA, M. Y. A.; ZHUKOVSKY, M. V. Heavy metal contamination in urban surface sediments: sources, distribution, contamination control, and remediation. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 1, p. 32, 2019.

HERNÁNDEZ-CRESPO, C.; MARTÍN, M. Determination of background levels and pollution assessment for seven metals (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Fe, Mn) in sediments of a Mediterranean coastal lagoon. **CATENA**, v. 133, p. 206-214, 2015.

- HO, H. H. *et al.* Necessity of normalization to aluminum to assess the contamination by heavy metals and arsenic in sediments near Haiphong Harbor, Vietnam. **Journal of Asian Earth Sciences**, v. 56, p. 229-239, 2012.
- HUANG, Y.; KELLER, A. A. Remediation of heavy metal contamination of sediments and soils using ligand-coated dense nanoparticles. **PLOS ONE**, v. 15, n. 9, p. e0239137, 2020.
- KIM, B. S. M. *et al.* A multivariate approach and sediment quality index evaluation applied to Baixada Santista, Southeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 143, p. 72-80, 2019.
- KIM, B. S. M. *et al.* Use of a chemometric tool to establish the regional background and assess trace metal enrichment at Baixada Santista – Southeastern Brazil. **Chemosphere**, v. 166, p. 372-379, 2017.
- KRECL, P. *et al.* Modelling urban cyclists' exposure to black carbon particles using high spatiotemporal data: a statistical approach. **Science of the Total Environment**, v. 679, p. 115-125, 2019.
- LEAL, P. R. *et al.* Impact of copper sulfate application at an urban Brazilian reservoir: a geostatistical and ecotoxicological approach. **Science of the Total Environment**, v. 618, p. 621-634, 2018.
- LIU, Y. *et al.* Geogenic pollution, fractionation and potential risks of Cd and Zn in soils from a mountainous region underlain by black shale. **Science of the Total Environment**, v. 760, p. 143426, 2021.
- LUOMA, S. N.; RAINBOW, P. S. **Metal contamination in aquatic environments: science and lateral management**. Cambridge: Cambridge University Press, 2008.
- MOREIRA, R. C. A.; BOAVENTURA, G. R. Referência geoquímica regional para a interpretação das concentrações de elementos químicos nos sedimentos da bacia do Lago Paranoá - DF. **Química Nova**, v. 26, n. 6, p. 812-820, 2003.
- NASCIMENTO, M. R. L.; MOZETO, A. A. Reference values for metals and metalloids concentrations in bottom sediments of Tietê River Basin, Southeast of Brazil. **Soil and Sediment Contamination: an International Journal**, v. 17, n. 3, p. 269-278, 2008.
- ÖZEN, Y. Spatial distribution of heavy metals and sources of soil contamination in southern Konya (Turkey): insights from geochemistry, Pb and Sr–Nd isotope systematics. **Environmental Earth Sciences**, v. 81, v. 10, p. 285, 2022.
- RODRIGUEZ-BLANCO, M. L.; TABOADA-CASTRO, M. M.; TABOADA-CASTRO, M. T. Geochemical phases of aluminum in the river sediments as indicators of its environmental availability. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 362, n. 1, p. 12104, 2019.
- SABESP. COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Situação dos mananciais**. São Paulo: SABESP, 2023.
- SOTO-JIMÉNEZ, M. F.; PÁEZ-OSUNA, F. Distribution and normalization of heavy metal concentrations in mangrove and lagoonal sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 53, n. 3, p. 259-274, 2001.
- SUTHERLAND, R. A. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. **Environmental Geology**, v. 39, n. 6, p. 611-627, 2000.
- TANIWAKI, H. R. *et al.* A influência do uso e ocupação do solo na qualidade e genotoxicidade da água no reservatório de Ituparanga, São Paulo, Brasil. **Interiencia**, v. 38, n. 3, p. 164-170, 2013.
- TESSEMA, K. *et al.* Accumulation of heavy metals in the physical and biological systems of Lake Koka, Ethiopia: implications for potential health risks. **Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use**, v. 25, n. 3, p. 314-325, 2020.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Integrating ecohydrology, water management, and watershed economy: case studies from Brazil. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 16, n. 2, p. 83-91, 2016.

VOGEL, A. I. **Química analítica qualitativa**. São Paulo: Mestre Jou, 2000.

WENGRAT, S. *et al.* Paleolimnological records reveal biotic homogenization driven by eutrophication in tropical reservoirs. **Journal of Paleolimnology**, v. 60, n. 2, p. 299-309, 2018.

WON, J.; WIRTH, X.; BURNS, S. E. An experimental study of cotransport of heavy metals with kaolinite colloids. **Journal of Hazardous Materials**, v. 373, p. 476-482, 2019.

XIE, M.; WANG, W. X. Contrasting temporal dynamics of dissolved and colloidal trace metals in the Pearl River Estuary. **Environmental Pollution**, v. 265, p. 114955, 2020.

YAN, Y. *et al.* Background determination, pollution assessment and source analysis of heavy metals in estuarine sediments from Quanzhou Bay, southeast China. **CATENA**, v. 187, p. 104322, 2020.

CAPÍTULO 5

COMPOSTOS EMERGENTES NA AGRICULTURA: PANORAMA ATUAL E IMPACTOS ECOSISTÊMICOS

Amrita K. K. Colognesi Lopes¹
Túlio Pinheiro Pôrto²
Rodolfo Cursino dos Santos³
Gabriel Gomes Wendling⁴
Daniel Clemente V. R. da Silva^{5*}

¹VP Ecologia Empresarial LTDA

²Escola de Engenharia de Lorena (EEL- USP) - Departamento de Ciências Básicas e Ambientais (DEBAS)

³Allied Brasil SA

⁴Baker Hughes do Brasil LTDA

⁵Instituto de Recursos Naturais, Universidade Federal de Itajubá - UNIFEI.

*Autor correspondente: daniel.clemente@unifei.edu.br

RESUMO

O Brasil pode ser considerado um dos grandes produtores agrícolas do planeta, sendo que apenas em 2022 alcançamos 11 bilhões de toneladas produzidas. No entanto, o aumento do uso de agrotóxicos apresentou um crescimento desproporcionalmente maior do que a produção de alimentos, elevando também a presença de compostos emergentes. Ou seja, compostos químicos sem histórico de monitoramento e/ou legislação de controle, mas com potencial de causar danos à saúde humana e ao meio ambiente. No Brasil, o contato com esses compostos se dá em grande medida devido a contaminação de corpos hídricos que fazem parte do abastecimento das cidades. O presente estudo faz uma revisão bibliográfica referente aos impactos a biota aquática e seres humanos, bem como medidas de mitigação. Embora os métodos de identificação e quantificação não sejam completamente adequados, no Brasil já foi possível detectar a presença de mancozebe, clorpirifós, carbendazim, acetamiprido, poxiconazol e imidacloprido em corpos hídricos normalmente próximos a regiões agrícolas. Mesmo os valores encontrados não sendo altos, é importante que mais estudos sejam realizados para analisar a sinergia com outros compostos, e assim contribuir para atualização da legislação que se encontra defasada. Estudos já realizados apontam para descompasso metabólico, redução da atividade enzimática, alteração na concentração de sais, comprometimento dos sistemas endócrinos e imunológicos e aumento do risco de má formação em organismos aquáticos. Além da contaminação do meio ambiente e possíveis prejuízos à vida aquática, a exposição aos poluentes emergentes apresenta riscos ao ser humano por meio da bioacumulação direta ou indireta e biomagnificação. Algumas pesquisas e relatos indicam riscos de comprometimento dos sistemas reprodutivo, gastrointestinal e endócrino, complicações motoras, além de potenciais tumores e cânceres em determinados casos. Em território brasileiro os agrotóxicos ganharam sua primeira legislação específica apenas em 1988. O conjunto atual apresenta falhas e pode ser considerado permissivo se comparado a outros países. Políticas de incentivo à comercialização de agroquímicos em diversos estados, como MG, SP, PE, PR, ES, CE e RJ, e a facilitação dos registros de novos produtos corroboram para ampliação do uso desses compostos. Com o intuito de tornar o ambiente agrícola brasileiro mais seguro, sugere-se: suspensão dos benefícios tributários aos agrotóxicos; criação de incentivos a pesquisas que visem soluções alternativas; projetos de lei com foco na produção orgânica; tornar o processo de registro mais rigoroso e multidisciplinar; determinação dos riscos de forma prévia à comercialização; maior agilidade nas reavaliações de compostos já em circulação; revisões mais frequentes da Resolução 357/2005.

COMPOSTOS EMERGENTES: DEFINIÇÃO E PRODUÇÃO DE AGROQUÍMICOS EM ESCALA NACIONAL

Poluentes orgânicos emergentes referem-se a qualquer composto químico presente em produtos comerciais, como medicamentos, produtos de uso veterinário, embalagens de alimentos e produtos de higiene pessoal. Também se incluem os micro-organismos, que podem ser encontrados em matrizes ambientais e biológicas, e que não são usualmente monitorados ou que ainda não possuem legislação regulatória correspondente, mas que apresentam risco potencial à saúde humana e ao meio ambiente (SILVA, 2011).

Além dos já citados, a expressão “poluentes orgânicos emergentes” também abrange compostos como: os hormônios endógenos, hormônios sintéticos, anticoncepcionais, cafeína, sucralose, nanomateriais, bactericidas, inseticidas, algicidas, herbicidas, produtos de cloração e ozonização de águas, entre outros, totalizando mais de mil classes de compostos (SILVA; SOUZA, 2019).

Em números totais, hoje são conhecidos mais de três milhões de compostos emergentes, e esses números tendem a aumentar nos próximos anos, visto que cerca de 1.500 substâncias químicas novas são lançadas no mercado mundial ano a ano, principalmente pela indústria farmacêutica e indústria agropecuária. O panorama crescente reflete diretamente nos resultados de análises, que mostram a presença desses resíduos em águas superficiais e águas naturais, e, apontando estes como um dos fatores influentes para a degradação da qualidade dos recursos hídricos. Exemplos recentes, como estudos conduzidos por centros de pesquisas em Chicago, nos Estados Unidos, encontraram remédios como anti-hipertensivos, antidepressivos, anti-histamínicos e anti convulsivos em peixes (SILVA; SOUZA, 2019). Resultados como este, são cada vez mais frequentes em pesquisas científicas relacionadas ao estudo do alcance e impacto dos poluentes emergentes em diversas partes do mundo.

A preocupação com tais substâncias se dá principalmente com as recentes descobertas do seu potencial para causar câncer e infertilidade humana, entre outros tipos de problemas relacionados ao meio ambiente. Apesar disto, no Brasil o monitoramento destes compostos em águas de abastecimento público é praticamente inexistente. Corpos d'água com esse tipo de contaminação frequentemente se tornam mananciais para abastecimento público e as técnicas convencionais para tratamento de esgoto e potabilização da água comumente adotadas no país não são suficientes para a remoção deste tipo de contaminante (SILVA; SOUZA, 2019). Em virtude destes números, as agências ambientais regulatórias de alguns países desenvolvidos, vem desenvolvendo procedimentos de caracterização, medição e controle de substâncias prejudiciais ao meio ambiente e mais especificamente à saúde humana.

Um dos pontos mais nítidos desses estudos é que os Poluentes emergentes não precisam ser compostos persistentes para se tornarem prejudiciais, muito em função da sua entrada regular e contínua no meio ambiente que ocorre de muitas formas, como: resultado de processos industriais, descarte de produtos comerciais ou ainda por sua excreção na forma não metabolizada ou metabolizada, lançados diretamente nos corpos d'água ou na rede de esgotos. Também através de lançamento no solo e sedimentos, o que leva à contaminação de mananciais superficiais por escoamento e aquíferos por infiltração (SILVA; SOUZA, 2019).

A grande maioria dos compostos emergentes são classificados, de acordo com as literaturas mais difundidas, como interferentes endócrino, isto é, substâncias que afetam a produção dos hormônios masculino e feminino, como a cafeína, fármacos, sucralose, nanomateriais e subprodutos do tratamento de água. Estes interferentes são capazes de causar efeitos adversos em organismos saudáveis como em seus descendentes (SILVA, 2011).

Um dos muitos pontos de atenção em relação a esses contaminantes é que eles têm sido gerados em grandes quantidades. Além da já mencionada característica de não necessitar persistir por um longo tempo para causar efeitos negativos ao meio ambiente e à saúde humana. Esses dois fatores são potencializados pelo fato de que o principal meio de propagação destas substâncias é a água, ou seja, após serem usadas ou ingeridas pelas pessoas caem no sistema de esgoto, passam pelo sistema de tratamento e acabam se re-inserindo em diferentes ecossistemas (SILVA; SOUZA, 2019). Existem outros agravantes, como a formação de subprodutos relacionados à matéria original, os chamados metabólitos. Estes, frequentemente, costumam ter toxicidade superior às suas moléculas de origem, além de tornar mais difícil sua detecção e identificação.

Em função destas características e comportamento, a problemática dos compostos emergentes tem se tornado um dos grandes desafios em vários países, principalmente na agricultura. A União Europeia, por exemplo, em 2001, identificou 33 micropoluentes orgânicos considerados prioritários para monitoramento. A partir deste número, vem desenvolvendo ano a ano vários projetos para monitoramento, alternativas ao uso e enriquecimento dos padrões de qualidades das atividades que envolvem uso e contato direto ou indireto com tais substâncias (SILVA; SOUZA, 2019).

Os dados atuais estimam que por volta de 100.000 tipos de compostos químicos sintéticos são utilizados em processos industriais, agrícolas e domésticos, além de estarem presentes em diversos produtos finais destes processos. Grande parte deles alcançam as águas superficiais por lançamento das águas oriundas de processos domésticos, industriais e agrícolas, como também através de escoamento superficial e carregamento (SOUZA, 2017).

O panorama preocupante apresentado coloca luz no uso exacerbado de agrotóxico, que, já possui muitos outros pontos controversos na sua utilização e mesmo assim, são extensamente utilizados no mundo todo. A combinação deste uso indiscriminado e a presença de poluentes emergentes consolida este como um problema ambiental e sanitário sério e de escala global.

No Brasil, o mercado de agrotóxicos reina sob a regência de 6 grandes empresas, que consolidam a venda de 86 % destes produtos. Além disso, contamos com políticas públicas de controle defasadas e que não produzem dados suficientes para acompanhamento. Em contrapartida, o uso de agrotóxicos encontra estímulo, estados como MG, SP, PE, PR, ES, CE e RJ possuem políticas de incentivo à comercialização de produtos agrícolas, com reduções substanciais de Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Prestação de Serviços (ICMS), que variam em períodos do ano, podendo chegar a até 100% (SILVA; SOUZA, 2019)

MONOCULTURAS E OS PRINCIPAIS AGROQUÍMICOS UTILIZADOS

O Brasil figura entre os grandes produtores agrícolas no mundo. Segundo dados do IBGE (IBGE, 2023), somente em 2022 foram mais de 1 bilhão de hectares de área cultivada com destaque para soja (47%), milho (25%) e cana de açúcar (11%). A produção chegou a 11 bilhões de toneladas no mesmo período, tendo como destaque as mesmas commodities predominantes em área plantada.

A Fig. 5.1 aponta o aumento relativo da área cultivada e produção entre os anos de 2007 e 2022. Embora haja oscilações, é possível identificar um perfil crescente e equivalente para as duas medições. Se considerarmos o intervalo todo, a área de plantio aumentou 37,24 %, enquanto a produção subiu 39,45 %.

Por outro lado, a comercialização de agrotóxicos em território nacional ocorreu de forma desproporcional. Somente em 2021 a soma da quantidade de Ingredientes Ativos (IA) produzidos e importados menos os exportados, ou seja, a totalidade que circulou internamente foi superior a 700 mil toneladas (IBAMA, 2021a). Embora os valores abaixo não expressem as quantidades que efetivamente foram aplicadas nas lavouras, temos o montante comercializado, sendo utilizado, armazenado ou descartado. Independente do momento, esses compostos estarão em contato com o solo e conseqüentemente com os corpos hídricos.

A Fig. 5.2 apresenta a relação entre o aumento da área cultivada e circulação de IA no período de 2009 a 2021. A circulação de IA em território nacional cresceu 59,64 %, ou seja, mais do que o dobro da área cultivada no mesmo período (22,64%).

Entre os IA presentes nos dados do Ibama (2021a) no período de 2009 e 2021, podemos destacar os seguintes em função de suas quantidades expressas em (mil de toneladas) circuladas: Glifosato, 2,4-D e Atrazina. A Tab. 5.1 aponta os 12 ingredientes ativos mais utilizados.

Embora não sejam os compostos em maior circulação, Mancozebe, Acefato, Imidacloprido, Clorpirifós e Carbendazim podem ser considerados como compostos emergentes, ou seja, não existe legislação que regulamente os controles de exposição. Nesse sentido, esta revisão pretende focar nesse segmento de IA. Faz-se necessário compreender qual o nível de contaminação atualmente em corpos hídricos, os impactos para a fauna aquática e os riscos à saúde humana.

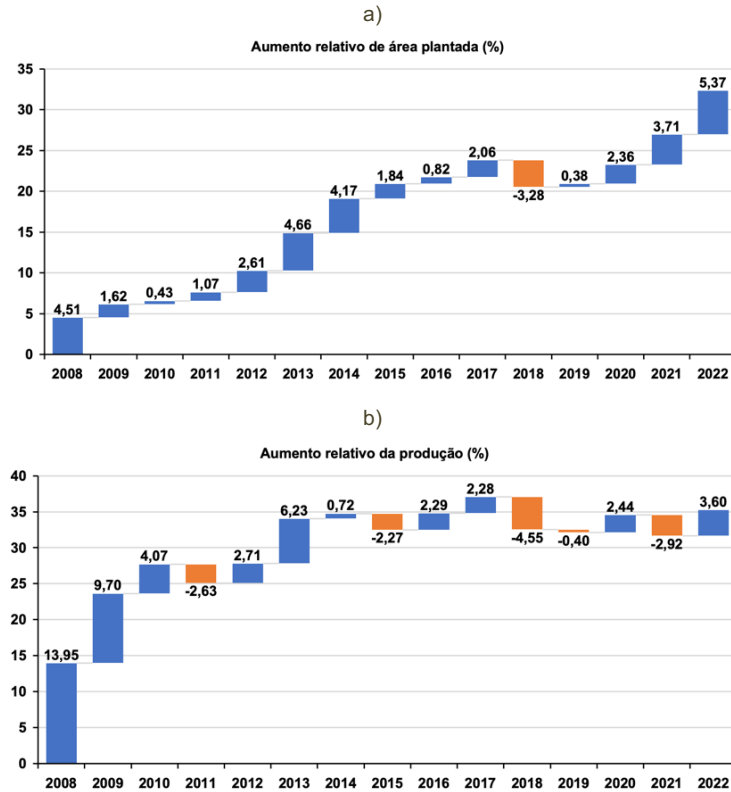


Figura 5.1: Série histórica de aumento de área plantada (a) série histórica de aumento relativo da produção no Brasil (b). Fonte: IBGE (2023).

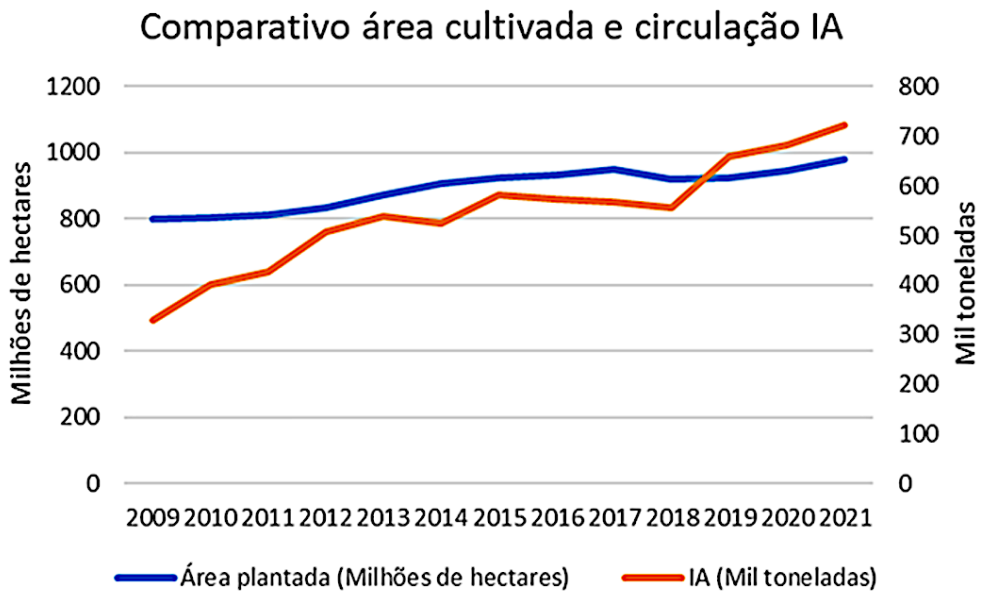


Figura 5.2: Comparativo da área cultivada com a circulação de IA (IBAMA, 2021a; IBGE, 2023).

Tabela 5.1: Ingredientes ativos mais utilizados no Brasil (em mil toneladas) (IBGE, 2021)

Ingrediente ativo	Quantidade circulada	Ingrediente ativo	Quantidade circulada (mil toneladas)
Glifosato	2356	Óleo vegetal	90
2,4-D	541	Diurom	87
Atrazina	339	Carbendazim	85
Mancozebe	332	Oxicloreto de cobre	83
Óleo mineral	329	Clomazona	80
Acefato	271	Éster metílico ¹	70
Clortalonil	127	Metomil	69
Enxofre	119	Dodecilbenzeno sulfonato	67
Clorpirifós	103	S-metolaclo-ro	54
Dicloreto de paraquate	102	Azoxistrobina	53
Imidacloprido	96	Tiofanato-metílico	53
Malationa	94	Ametrina	45

¹Proveniente dos ácidos graxos de óleo de soja.

POLUIÇÃO PELOS COMPOSTOS EMERGENTES EM CORPOS HÍDRICOS

Diversos estudos relacionados à detecção de poluentes emergentes (PE) vêm sendo conduzidos em todo planeta, incluindo a América Latina. Em uma revisão conduzida por Guzmán *et al.* (2019), concentrações de várias classes de poluentes emergentes foram apresentadas de acordo com a etapa do ciclo urbano da água nos países latino americanos, sendo possível perceber que estes compostos já são encontrados desde sistemas de abastecimento de água até águas subterrâneas.

Muitas classes de PE, como por exemplo os produtos farmacêuticos, atingem os corpos hídricos pelo próprio esgoto proveniente de residências, visto que os sistemas biológicos convencionais de tratamento de efluentes não degradam esses compostos (CAMPANHA *et al.*, 2014). Por sua vez, a contaminação por agroquímicos também pode ocorrer em corpos hídricos próximos ao local de aplicação desses, sendo encontrados, inclusive, no sangue de crocodilos próximo a uma plantação de bananas na Costa Rica (GRANT; WOUNDNEH, ROSS, 2013).

Todavia, a poluição por agrotóxicos considerados PE já afeta, inclusive, a água de consumo residencial de algumas regiões brasileiras. Panis *et al.* (2022) constatou a presença de mancozebe em diversas localidades do estado do Paraná, em água de abastecimento humano em valores acima do regulamentado pela Comissão Europeia, indicando um potencial contaminação do estado paranaense por esse composto.

Em outro estudo sobre a poluição hídrica brasileira causada por PE's, Rocha *et al.* (2015) investigou a existência dos agrotóxicos Acefato, Clorpirifós, Imidacloprido e Tiametoxam no estado do Goiás, na microbacia do Rio Tijuquinho, área onde são cultivadas algumas culturas agrícolas. As avaliações foram realizadas nas águas superficiais, sedimentos e até mesmo em tecidos musculares de peixes daquele ecossistema. As concentrações desses compostos ficaram abaixo do limite de quantificação do método escolhido, indicando uma provável ausência desses poluentes na época e local estudados. Todavia, esses dados corroboram a dificuldade de

determinar as concentrações desses compostos, visto que estes apresentam comumente concentrações menores que 1 µg/L, o que exige métodos e equipamentos com elevada acurácia (CASTRO LIMA *et al.*, 2020).

Em sua pesquisa, Montagner *et al.* (2014) desenvolveram e aplicaram um método de espectrometria de massa para quantificação de poluição por 12 agrotóxicos, sendo clorpirifós, carbendazim e epoxiconazol aqueles considerados PE's. Além disso, foi feita a caracterização de 13 pontos de corpos hídricos no estado de São Paulo, em regiões de intensa atividade agrícola de culturas de café, soja, cana-de-açúcar e cítricos, sendo os resultados expressados como uma média de todos os pontos. Enquanto a concentração de clorpirifós ficou abaixo do limite de quantificação do método, o valor determinado para o composto carbendazim foi 82 ng/L; por sua vez, a concentração média de epoxiconazol foi 16 ng/L.

Outro estudo de destaque relacionado à poluição hídrica por agrotóxicos enquadrados como PE foi realizado no estado do Rio Grande do Sul, na bacia hidrográfica do Rio Guaporé, em uma área de predomínio de monoculturas de tabaco e soja. Através de amostragem passiva, técnica de melhor performance para determinação de baixas concentrações, Castro Lima *et al.* (2020) determinou as concentrações de carbendazim epoxiconazol e Imidacloprido em diversos pontos da área de estudo. Em um dos locais de amostragem a concentração de carbendazim foi 160 ng/L, enquanto a maior concentração de imidacloprido obtida foi 70 ng/L e máxima de epoxiconazol 261 ng/L. Apesar da importância agrícola dessa região, os resultados indicam uma elevada poluição por esses PE's na bacia hidrográfica do Rio Guaporé, resultando em riscos potenciais para os organismos vivos ali presentes.

Em outro estudo atual, Corrêa *et al.* (2022) realizaram um estudo de quantificação de 97 pesticidas através do monitoramento de 4 pontos da Bacia Hidrográfica Mirim-São Gonçalo, uma importante região econômica com intenso cultivo de arroz. Um grande fato sobre essa pesquisa foi o monitoramento contínuo, que pode analisar a flutuação das concentrações conforme as épocas do ano. Desses 97 compostos, o acetamiprido, o epoxiconazol, o imidacloprido foram os PE's monitorados. Enquanto o primeiro apresentou valor máximo de 57 ng/L, o segundo e o terceiro apresentaram concentrações máximas 620 ng/L e 250 ng/L; indicando constante pulverização por esses PE's na área de estudo.

Os estudos abordados apontam a existência de diversos PE's em águas brasileiras, e mesmo em baixas concentrações, há a necessidade de um maior entendimento do modo como tais adentram os corpos hídricos e a interação com os organismos aquáticos, além do potencial sinérgico com outros poluentes. A resolução atual está defasada (CONAMA 37/2005), devendo ser atualizada e levada em consideração os PE's, sendo assim, estes poderiam ser monitorados e seus efeitos aos organismos melhor compreendidos.

ECOTOXICOLOGIA: EFEITOS DOS COMPOSTOS EMERGENTES EM VERTEBRADOS AQUÁTICOS

Devido à presença dos agrotóxicos considerados PE em corpos hídricos, muitos autores vêm fazendo estudos ecotoxicológicos sobre quais efeitos esses compostos podem causar em vertebrados aquáticos. Com isso, serão apontados os principais efeitos causados a esses animais pelos agrotóxicos considerados PE de maior recorrência em ecossistemas brasileiros, conforme abordado pelo tópico anterior.

Em um interessante estudo realizado por Zhang *et al.* (2021) foram realizados estudos sobre os efeitos causados pelo carbendazim e pelo clorpirifós, de forma isolada e em ação conjunta, no comportamento em larvas de *Danio rerio*. Enquanto o carbendazim acelerou a atividades motora dos organismos, o clorpirifós a reduziu; por sua vez, a ação conjunta dos dois compostos também reduziu a atividade, evidenciando que o efeito dos clorpirifós se sobressai em uma ação conjunta desses dois poluentes.

Ainda na linha de avaliação dos efeitos do carbendazim em *Danio rerio*, Costa *et al.* (2023) constatou possíveis alterações endócrinas nesses peixes, além da presença de metabólitos endógenos específicos relacionados à exposição ao carbendazim; o estudo foi conduzido em uma população de peixes expostos a 120 µg/L desse poluente.

Um estudo relevante sobre efeitos isolados e combinados dos PE's acetamiprida e tiametoxam foi feito por Veedu *et al.* (2022), utilizando o peixe *Catla catla* em fase jovem como biondicador. A avaliação quantificou, em um período de 96 horas, os seguintes parâmetros: proteínas e glicose plasmáticas, sódio, potássio, cloreto, além de outros padrões metabólicos como a atividade de *Superoxide dismutase*, uma importante enzima para as funções

vitais. Os resultados indicaram redução nas atividades enzimáticas, diminuição nos níveis de sódio e potássio, além de diminuição das proteínas plasmáticas e aumento da glicose plasmática; dados esses que indicam substancial alteração nos padrões biológicos dos indivíduos. Além disso, foi possível constatar um maior efeito tóxico do tiametoxam quando comparado à acetamiprida.

Com vistas à investigação sobre os efeitos ecotoxicológicos do cádmio associado à acetamiprida, Hu *et al.* (2022) realizou estudo utilizando *Danio rerio* nas primeiras fases da vida. Esse metal tem origem antropogênica através das atividades de mineração e até mesmo é encontrado em pesticidas e fertilizantes, tornando essa pesquisa tema relevante em se tratando da associação do Cádmio com agroquímicos PE's. Os autores constaram que os efeitos tóxicos isolados do Cádmio foram maiores do que da acetamiprida; entretanto, outros padrões biológicos como alterações nos sistemas endócrino e imunológico também foram encontrados, principalmente naqueles organismos submetidos em meio de cultivo contendo esses dois componentes.

Um outro agrotóxico considerado PE detectado nos corpos hídricos brasileiros, a imidacloprida teve seu efeito deletério investigado nos estágios larvais e iniciais de *Cyprinus carpio*, a carpa comum - tida como um dos peixes mais populares do mundo - por Islam *et al.* (2019). Com relação aos estágios larvais, os autores constataram que grupos submetidos a concentrações entre 300 µg/L e 1 ng/L desse poluente podem apresentar graves problemas de má formação, como edemas; podendo comprometer fases posteriores do ciclo de vida desses animais.

Ainda na investigação ecotoxicológica com imidacloprida, Erhunmwunse; Tongo, Omigie (2023) investigaram os efeitos desse PE na fase jovem de populações de *Clarias gariepinus*, uma espécie de peixe originária da África, mas que se alastrou em muitos lugares tropicais do mundo. Uma das conclusões desse estudo foi que indivíduos larvais submetidos a esse poluente apresentaram diminuição na velocidade de deslocamento, bem como um incremento nas distâncias percorridas quando comparado às populações de controle.

Conforme abordado no tópico anterior, o epoxiconazol também é um agrotóxico considerado PE, encontrado em corpos hídricos brasileiros (CÔRREA *et al.*, 2022; CASTRO LIMA *et al.*, 2022). Em estudo desenvolvido por Wen *et al.* (2021), a concentração de efeito letal para 50% dos organismos (*Danio rerio*) foi de 7,2 mg/L após 96 h. Nos trabalhos de Corrêa *et al.* (2022) e Castro Lima *et al.* (2022) as concentrações desse poluente foram da ordem de ng/L, valores abaixo dos determinados por Wen *et al.* (2021), mas que não necessariamente demonstram níveis seguros.

No ano de 2022 compostos triazole foram aprovados para uso na União Europeia. Como o epoxiconazol pertence a essa classe de poluentes, Roman *et al.* (2022) determinou os efeitos desse composto em uma população de truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*), um peixe cujo consumo e criação são populares em todo mundo. Na determinação da CL50 - concentração de efeito letal para 50% dos indivíduos - os autores encontraram, após período de 96 horas, um valor maior que 920 µg/L.

Em um outro estudo envolvendo os efeitos do epoxiconazol em peixes, Jia *et al.* (2018) investigaram as alterações metabólicas e físicas em *Danio rerio* após submissão desses peixes ao ambiente contendo esses poluentes. Nenhuma alteração no cérebro foi detectada. Entretanto, os metabolismos energéticos, lipídicos e protéicos foram alterados, confirmando o potencial tóxico desses compostos.

Diante do exposto, é possível observar que os impactos causados pelos agrotóxicos considerados PE às populações de vertebrados são preocupantes, variando desde alteração comportamental e metabólica até o surgimento de doenças mais graves como o edema e a mortalidade. Sendo assim, reforça-se a necessidade da atualização das resoluções voltadas para a preservação da vida aquática, a saber, a CONAMA 357/05.

BIOCONCENTRAÇÃO E BIOMAGNIFICAÇÃO: RISCOS À SAÚDE DA POPULAÇÃO HUMANA

A presença de poluentes emergentes (PE) nas águas superficiais, além de levar à contaminação dos recursos hídricos e prejudicar as atividades metabólicas e comportamentais dos vertebrados aquáticos, como abordado anteriormente, pode fornecer também riscos à saúde da população humana. Especificamente para agrotóxicos, a contaminação das águas pode ocorrer de forma direta, através da deriva das pulverizações aéreas, ou indireta, por meio da erosão de solos contaminados, do escoamento superficial ou pela lixiviação (SOARES, 2018). Esses processos podem levar os poluentes a atingir as águas destinadas ao abastecimento público, e

mesmo que ocorra em concentrações iniciais baixas, pode levar riscos à saúde da população expostas como um todo (SOARES; SOUZA, 2020).

Hansen (2016) publicou em seu relatório acerca do uso de agrotóxicos em culturas de café no Sul de Minas, que a água potável distribuída para abastecimento público da região conteria resíduos de agrotóxicos perigosos. O documento afirma que há a suspeita por parte dos pesquisadores de que esses poluentes possam danificar os sistemas reprodutivos humanos, causando também sintomas semelhantes aos da doença de Parkinson, como problemas de coordenação e tremores.

O acúmulo de agrotóxicos em humanos por conta do consumo direto da água já contaminada é um dos exemplos da chamada bioacumulação direta, que ocorre quando uma substância química é assimilada e acumulada em um organismo através da sua retirada direta do meio, podendo ser pela água, solo, sedimentos e através das vias orais, percutânea ou respiratória (MONTONE, 2023).

Além da Bioconcentração direta, esses poluentes também podem atingir a população através da bioacumulação indireta, ou seja, por meio da ingestão de alimentos já contaminados, como os peixes, que são comumente atingidos por essas. Esses dois processos, direto e indireto, tendem a acontecer de forma simultânea, principalmente no ambiente aquático. De forma geral, é característico da bioacumulação que a concentração da toxina no organismo alvo seja maior que a presente no próprio ambiente que o circunda (MONTONE, 2023).

Outro fenômeno importante e que contribui com os riscos à saúde humana é o da biomagnificação. Neste, ocorre o acúmulo progressivo das toxinas ao longo da cadeia alimentar, de um nível trófico para outro, sendo verificada uma maior concentração das substâncias nocivas nos predadores do topo da cadeia do que em suas presas (MONTONE, 2023; SOARES, 2002).

A bioacumulação e a biomagnificação de agrotóxicos em peixes têm sido relatadas em áreas agrícolas, urbanas, afastadas de desenvolvimento e até de piscicultura, muitas vezes com substâncias em níveis acima do permitido para consumo humano (SANTANA; CAVALCANTE, 2016; SCHAFFER *et al.*, 2011). Ao ingerir peixes, os seres humanos acabam se expondo a concentrações ainda maiores de agrotóxicos que as detectadas na própria água, ambiente originário da poluição. Como consequência, existem evidências que associam a contaminação por agrotóxicos com o aumento do risco de câncer em humanos como o de estômago, leucemia e linfoma (MOSTAFALOU; ABDOLLAHI, 2017), havendo ainda relatos de que os agrotóxicos podem também causar comprometimento do sistema endócrino, desconforto pulmonar, bem como diabetes. (KIM; KABIR; JAHAN, 2017; MOSTAFALOU; ABDOLLAHI, 2017).

Determinados agrotóxicos podem ser tóxicos ou genotóxicos, influenciando a sobrevivência, fertilidade e composição genética de populações de seres vivos (KRÜGER, 2009). Os conceitos de bioconcentração e biomagnificação destacam mais ainda a importância de se desenvolver mais estudos acerca dos PE's utilizados na atividade agrícola, tendo em vista o risco de dispersá-los ao longo das cadeias alimentares até atingir os humanos ou até mesmo o risco do consumo direto de água contaminada por parte da população.

O Mancozebe, que constitui um dos PE's abordados no presente estudo, é apontado por Cavalcante (2022), Krüger (2009) e Marafiga *et al.* (2021) como um dos agrotóxicos nocivos à saúde humana. Por ter uma persistência ambiental mais curta, este fungicida passou a ser aplicado globalmente, sendo o mais utilizado no Brasil (CAVALCANTE, 2022), mesmo com os efeitos de sua exposição subcrônica ou crônica sendo relatados desde antes de 2002. Sua presença, assim como a de seu produto de degradação, a etilenotiouréia (ETU), pode apresentar persistência no solo, além de ser decomposto em água, formando produtos com alto potencial toxicológico. Ainda, possui em sua composição manganês (Mn) e zinco (Zn), que são substâncias que podem ser acumuladas no cérebro e em demais tecidos, podendo causar neurotoxicidade em seres humanos (MARAFIGA *et al.*, 2021), além de parkinsonismo pela ação do manganês no sistema nervoso central (KRÜGER, 2009). Complementarmente, estudos mais atualizados levantaram a possibilidade da exposição ao Mancozebe proporcionar atividade citotóxica e apoptótica em células humanas (TURNATURI *et al.*, 2015), potenciais efeitos tóxicos ao sistema gastrointestinal (HOFFMAN; HARDEJ, 2012), e potenciais efeitos neoplásico e teratogênico à pele humana, sendo classificado pela Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC) como provavelmente cancerígeno aos seres humanos (CALVIELLO *et al.*, 2006; TYAGI, *et al.*, 2011).

O Carbendazim, PE também evidenciado no presente capítulo, é outro composto que merece destaque devido a sua ampla utilização no território brasileiro. Apesar de já ter sido restringido nacionalmente (ANVISA, 2020a) e em nações como EUA, Austrália e em diversos países da União Europeia (COSTA, 2022; TOLLSTADIUS, 2019) ter sido considerado mutagênico e tóxico para o processo reprodutivo e de desenvolvimento pelas principais autoridades regulatórias do Canadá, Europa, Austrália e EUA (APVMA, 2012; EFSA, 2010; PMRA, 2011; U.S.EPA, 2014), além de ter sido declarado carcinogênico pela U.S.EPA (UNIVERSITY OF HERTFORDSHIRE, 2020), ele consistiu, em 2020, no 13º agrotóxico mais vendido do Brasil (IBAMA, 2021b), existindo mais de 35 registros de produtos comerciais compostos por ele na base de dados do Ministério da Agricultura (AGROFIT, 2022). Ainda, como agravante de seu uso, a Anvisa declarou em 2016 que o Carbendazim foi o principal fungicida utilizado de forma irregular no país, sendo detectado em lavouras não autorizadas e ainda acima dos níveis máximos de resíduos permitidos. Dentre os efeitos nocivos do Carbendazim para o ser humano ou para animais cujos resultados podem ser similares para o homem, como hamsters, camundongos, ratos ou peixes, verificou-se o efeito mutagênico (EUROPEAN UNION, 2008; IUPAC, 2021), a promoção de tumores (COSTA, 2022; OLIVEIRA, 2022), principalmente no fígado (CAVALCANTE, 2022; NAKAI *et al.*, 2002; SILVA *et al.*, 2014; URANI *et al.*, 1995), diferenciação sexual inadequada, desregulações endócrinas (FARAG *et al.*, 2011; IRELAND *et al.*, 1979; LIM; MILLER, 1997; MORINAGA, *et al.*, 2004; NAKAI *et al.*, 2002; OLIVEIRA, 2021; URANI *et al.*, 1995), prejuízo ao desenvolvimento humano (LEWIS *et al.*, 2016), potencial carcinogênico (CIARROCHI, 2021), alteração de níveis hormonais como testosterona, LH, FSH, GnRH e T3, diminuição de espermatozoides e do desenvolvimento embrionário (FARAG *et al.*, 2011; LIM; MILLER, 1997; LU *et al.*, 2004; MORINAGA *et al.*, 2004; OLIVEIRA, 2021), prejuízo ao sistema reprodutivo, como mutações de células germinativas, embriotoxicidade, ou teratogênese (CAVALCANTE, 2022; COSTA, 2022; FARAG *et al.*, 2011), comprometimento do metabolismo lipídico e bioacumulação no fígado (COSTA, 2022). Tendo em vista os efeitos abordados e ainda o fato de o Carbendazim ter sido detectado em amostras de água para abastecimento em Londrina, PR (SOUZA *et al.*, 2019), destaca-se ainda mais a importância de se conhecer melhor seu comportamento e riscos ambientais.

Os compostos Epoxiconazol e Clorpirifós, segundo a Anvisa e seus documentos preparatórios de Reavaliação de IA's (ANVISA 2020b; 2021), possuem potenciais aspectos toxicológicos que ensejam preocupação, estando dentre eles a desregulação endócrina, toxicidade para o desenvolvimento e toxicidade reprodutiva para o epoxiconazol e neurotoxicidade para o desenvolvimento para o clorpirifós. Motivada por esses aspectos, a Anvisa encontra-se em reavaliação do registro e uso desses dois PE's desde 2020 (Epoxiconazol) e 2021 (Clorpirifós), sendo importante destacar que, conforme exposto por Oliveira (2019), não se sabe ao certo quando esses processos irão ocorrer, pois o tempo de análise de cada processo de reavaliação varia de acordo com o número e a complexidade dos estudos apresentados para cada produto, havendo no total uma lista com 7 produtos majoritários, na qual o Epoxiconazol se encontra em 3º lugar e o Clorpirifós em 5º.

Um outro exemplo de processo de reavaliação de compostos é o do Acefato, que teve seu início em 2008 e que foi apenas concluído pela Anvisa em 2013. Apesar de ter sido mantido, mas com restrições em seu registro, foi considerado o composto mais utilizado de forma irregular em 2017 e 2018 (ANVISA, 2019), sendo ainda apontado como nocivo aos mamíferos e insetos, de forma a causar sintomas hipercolinérgicos (MORATO, 2021) e apresentar potencial para causar alterações das funções biológicas, de forma a induzir a respostas imunes anormais (SERPA *et al.*, 2019). Os estudos sobre os efeitos deste composto para os humanos ainda não foram desenvolvidos em larga escala, o que é urgente, visto sua forte presença nas atividades agrícolas brasileiras.

De uma forma geral, os estudos aqui apresentados tornam claro que o uso de agrotóxicos pode atingir e prejudicar a saúde da população de diversas formas e isso acaba se agravando quando falamos de compostos emergentes, que pouco se tem o controle das cargas aplicadas no meio ambiente. Silva; Mello, Almeida-Scabbia (2021) cita que um dos maiores problemas é a falta de informações sobre o consumo de agroquímicos e a insuficiência dos dados sobre intoxicações por estes produtos. Sem um conhecimento mais profundo do que se tem sido utilizado neste mercado e sobre as consequências dos compostos à saúde humana, se torna arriscado o consumo de produtos agrícolas, ou até mesmo a ingestão de organismos aquáticos, que podem estar contaminados por esses compostos, além do consumo da água direcionada ao abastecimento, que também pode apresentar traços de contaminação.

MEDIDAS DE CONTROLE E MITIGAÇÃO

As medidas mitigadoras para os efeitos do uso de agrotóxicos, incluem, de forma geral, as ações de: estabelecimento de limites ao uso das substâncias consideradas altamente tóxicas; regulação do mercado e da

propaganda deste tema; desenvolvimento de produtos e tecnologias menos perigosas; fiscalização da produção destes compostos nas indústrias; inspeção dos produtos finais nas lojas de venda e na aplicação nos locais de utilização; monitoramento da população diretamente mais exposta e afetada pelos produtos agroquímicos, bem como o acompanhamento à sua saúde e amparo social, através, por exemplo, da alfabetização, conscientização e capacitação dos trabalhadores rurais, entre outras (CARNEIRO *et al.*, 2015; CASTRO; CONFALONIERI, 2005).

Assim, fica claro que para mitigar e, conseqüentemente, controlar a presença dessas substâncias no mercado, na saúde humana e no meio ambiente, incluindo os PE's relacionados à agricultura, é necessário o estabelecimento de leis e órgãos que analisem sua liberação, utilização, efeitos e limitação no meio. Quando eficiente, este controle resulta na diminuição dos riscos e danos à população e ao meio ambiente, diferentemente do que ocorre quando as leis e órgãos são ineficientes nesses controles. A seguir é apresentado como decorre o controle dos agrotóxicos no território brasileiro e suas fragilidades observadas.

Foi somente após 1988 que foi criada a primeira legislação específica para agrotóxicos no Brasil. Anterior a este evento, o decreto em vigor era o de nº 24.114 de 1934 que, na verdade, se mostrava ineficiente para tratar de medidas de restrições e mecanismos de fiscalização (BRASIL, 1934; SAMPAIO; NETO, 2018; SOUZA, 2017). Hoje existem certas legislações que controlam a presença de agrotóxicos, valendo destacar a Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021, voltada para o controle desses compostos na água de consumo humano, e a CONAMA n. 357 de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Apesar de ambas apresentarem a listagem de substâncias consideradas nocivas para a saúde ou para o meio ambiente e seus respectivos limites de concentração permitidos por litro de água, muitos compostos em circulação, principalmente os emergentes, ainda não foram abrangidos nessas legislações ou são considerados de forma branda. Dos compostos destacados pelo presente capítulo, por exemplo, nenhum deles está incluso na listagem da Conama 357/2005, estando incluso somente na listagem da Portaria 888/2021: mancozebe, acefato, clorpirifós, carbendazim, tiametoxam epoxiconazol, e estando fora de todas as listas o imidacloprido e acetamiprido (BRASIL, 2021, 2005). Cabe ainda salientar que mesmo inclusos nas legislações de controle citadas, muitos dos compostos apresentam valores máximos permitidos bastante flexíveis com relação às legislações internacionais, como a da União Européia e dos Estados Unidos (COSTA, 2022), a citar o Acefato, que na União Europeia tem limite permitido de 0,1 µg/L, e no Brasil, 7 µg/L (BRASIL, 2021).

Com relação aos órgãos que controlam a liberação e uso desses compostos na agricultura, são, por enquanto, responsáveis pela aprovação de seus registros três esferas federais: o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa), responsável por verificar a eficiência do composto no combate às pragas e doenças de campo, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), voltada a avaliar os riscos à saúde, e o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA), responsável pela análise dos perigos do composto a ser registrado ao meio ambiente (COSTA, 2022; FRANCO; PEALEZ, 2016; LIMA, 2018; MORAES, 2019). Neste modelo, um agrotóxico não é liberado sem que haja o aval desses três órgãos, passando-se por uma análise multidisciplinar completa que envolve diferentes ângulos técnicos. No entanto, destaca-se que neste modelo já existem algumas fragilidades, como o fato de que alguns dos critérios utilizados para a análise das liberações, principalmente da Anvisa, podem ter interpretações dúbias, uma vez que existem classes que apresentam certa imprecisão com relação à seu efeito, como por exemplo a categoria “Produto Improvável de Causar Dano Agudo”, a qual admite que não há informações completas que determinem o risco real da substância, ou então as classes “Não Determinadas Devido à Natureza do Produto”, “Produto Não Classificado” e “O Perfil Toxicológico Foi Considerado Equivalente ao Produto Técnico de Referência”, que não apresentam qualquer tipo de conclusão exata quanto ao seu risco (WENDLING, 2022).

Além dos registros, é de responsabilidade desses órgãos fazer a reavaliação dos agrotóxicos e de seus componentes já registrados e aprovados anteriormente, a fim de se atualizar o controle sob seus riscos, principalmente daqueles considerados PEs. O Ibama destaca que essa reavaliação é realizada quando surgem indícios da ocorrência de riscos que desaconselham o uso de determinado produto ou quando o país é alertado de algum risco por organizações internacionais relacionadas ao meio ambiente, saúde ou alimentação, das quais o Brasil seja aliado ou parte integrante de acordos (IBAMA, 2022). No entanto, observa-se que muitos dos compostos proibidos em outros países continuam sendo permitidos no Brasil, como é o caso do acefato que, apesar de reavaliado em 2013 pela Anvisa e mantido com restrições, é atualmente proibido para comercialização e utilização em plantios em países europeus, o que se choca com a realidade brasileira, na qual o acefato foi destacado em 2020 como o 3º composto mais vendido no país (DE FREITAS; REGINO, 2020). Pode-se destacar

como outra fragilidade do sistema de reavaliação o tempo necessário para o processo se concluir. A exemplo, pode-se citar o tiametoxam, que teve seu processo de reavaliação iniciado em 2014 e que ainda não obteve sua conclusão por parte do Ibama sobre seus efeitos nocivos ao meio ambiente, mais especificamente às abelhas, estando esse composto mesmo assim em circulação enquanto os estudos não são finalizados.

As normas internacionais de proibição servem como importantes fatores de pressão para o controle dos agrotóxicos no comércio internacional. Os agrotóxicos no Brasil podem até ter seus registros nacionais, que permitem seu uso no cultivo e no consumo dos produtos em solo brasileiro, no entanto, para a exportação, o manejo e o cultivo devem respeitar as regras permitidas pelo país comprador (WENDLING, 2022). Desta forma, é importante que o Brasil se adeque às políticas de importação de seus principais parceiros, para que não haja perda de mercado com relação aos produtos nacionais, como já ocorreu em 2012 com o suco de laranja brasileiro, que teve sua importação proibida por parte dos EUA por conta do uso de carbenzadim (DE FREITAS; REGINO, 2020) hoje proibido também no Brasil após a reavaliação por parte da Anvisa.

Em contraponto à essas restrições internacionais, existem as políticas nacionais que incentivam à comercialização de agroquímicos em diversos estados brasileiros, como MG, SP, PE, PR, ES, CE e RJ (SOARES; SOUZA, 2020), e que, para incentivarem este mercado, oferecem reduções bastante significativas no Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Prestação de Serviços (ICMS), que muitas vezes alcançam 100% em determinadas épocas. Aliados às políticas de incentivo, existem também os grupos influentes, compostos pela indústria química, metalomecânica, de sementes, além de latifundiários e do setor financeiro, que já vem expressando grande pressão nos três poderes – executivo, legislativo e judiciário – para a liberação de crédito público para a agroindústria e para a flexibilização das legislações que tratam do controle dos agrotóxicos e PE's no território nacional (RIGOTTO; VASCONCELOS; ROCHA, 2014).

Como demonstração dessas pressões internas, o Brasil atualmente possui dezenas de Projetos de Leis (PL's) em processo de análise que apresentam como proposta o afrouxamento dos processos de registro, reavaliação e utilização dos agrotóxicos (SOUSA *et al.*, 2022). Dentre todas as PL's, cabe enfatizar a PL 2.699/2002, conhecida como “a PL do Veneno” (CASTILHOS; HAYAMA; RAMOS, 2022; CAVALCANTE, 2022; GONÇALVES-DE-ANDRADE; ZIGLIO; FALCÃO, 2022), que foi aprovada em 2022 pela Câmara dos Deputados e se encontra aguardando apreciação pelo Senado Federal (CÂMARA DOS DEPUTADOS, 2022). Dentre seus afrouxamentos, está a alteração da atual tripartite (Mapa, Ibama e Anvisa) de regulação dos agrotóxicos, que será substituída pelo estabelecimento de apenas um órgão responsável pelo registro e reavaliação dos compostos, retirando da Anvisa e do Ibama a competência de aprovar ou reprovar, e limitando-os a apenas apontar os riscos à saúde e ao meio ambiente (CASTILHOS; HAYAMA; RAMOS, 2022; GONÇALVES-DE-ANDRADE; ZIGLIO; FALCÃO, 2022; MAGALHÃES, 2022). A exclusão do Ibama na deliberação sobre os perigos dos agroquímicos torna o processo de registro bastante incompleto, tendo em vista que a análise passará a não considerar a ligação entre produto, seu prejuízo e o meio de incidência, que pode ser o solo, o ar ou a água, sob o qual o órgão tem total expertise (CASTILHOS; HAYAMA; RAMOS, 2022). Além das alterações no poder decisório, a PL traz ainda facilitações no processo de registro, sendo criadas as modalidades de Registros Temporários (RT) e Autorização Temporária (AT) para os novos produtos cuja aprovação não ocorrerem dentro de 24 meses e que já tenham sido autorizados em pelo menos três países membros da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), sob a justificativa de se fornecer maior agilidade no processo de aprovações (GONÇALVES-DE-ANDRADE; ZIGLIO; FALCÃO, 2022). Esta abertura na lei poderá acarretar diretamente em um aumento no número de poluentes emergentes existentes no ambiente, tendo em vista que serão liberadas cada vez mais substâncias sobre as quais não se têm informações prévias para regulamentá-las. Essas facilitações permitirão o uso e circulação de substâncias altamente tóxicas sem que se tenha obtido a comprovação de todas as etapas de segurança para o seu uso, podendo gerar impactos significativos para a saúde e o meio ambiente (GONÇALVES-DE-ANDRADE; ZIGLIO; FALCÃO, 2022), principalmente quando gerados por PE's, que ainda não se tem o total conhecimento acerca de seus riscos e limites de uso.

Desta forma, destaca-se a importância de se espelhar nas permissões internacionais referentes ao uso de agrotóxicos, para se ter um maior controle do que é usado no território nacional e obter-se uma legislação interna mais completa e segura, que forneça menor flexibilidade e, conseqüentemente, menores riscos ao meio ambiente e população, com redução das influências dos atores do agronegócio. Deve-se ter em vista o alinhamento com as restrições de importação de parceiros e tratados internacionais, para que o Brasil não perca seu mercado de exportação e não prejudique sua própria qualidade ambiental e saúde da sua população (WENDLING, 2022).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar do uso de agroquímicos ser comumente justificado pela necessidade de se garantir o aumento da produtividade de alimentos, tendo em vista o aumento da população mundial observada nos últimos anos, os estudos e conceitos reunidos no presente capítulo demonstram uma grande preocupação com relação às substâncias que têm sido aplicadas no meio ambiente para este fim.

A combinação do uso indiscriminado de agroquímicos no Brasil (que é apoiado inclusive por políticas nacionais de incentivo), bem como a forte presença de compostos emergentes dentre os agroquímicos em uso (ocasionada pela liberação de compostos sem o desenvolvimento de estudos completos), evidenciam a ocorrência de um problema ambiental e sanitário no país. O agravamento da situação deve-se ao desconhecimento sobre os reais contextos de concentração dessas substâncias nos meios e quais os reais riscos de sua perpetuação e acúmulo para os solos, recursos hídricos e até mesmo no alimento direto da população.

Diversos dos estudos apresentados demonstram que as consequências à saúde dos vertebrados aquáticos e seres humanos são graves. Enquanto que a biota aquática é parte responsável pela manutenção do equilíbrio do meio, sendo imprescindível sua preservação, ainda existem os efeitos da bioacumulação e biomagnificação que facilitam a entrada desses poluentes no organismo humano. Tendo em vista que os efeitos majoritariamente citados envolvem câncer e prejuízo ao sistema endócrino humano, é necessário que a população passe a tomar conhecimento dos riscos aos quais têm sido expostas através dessa permissibilidade brasileira. Deve-se exigir maiores certificações com relação aos compostos liberados e maior controle do acúmulo deles no meio, priorizando a preservação dos recursos necessários à sua sobrevivência, como a água e o solo, do seu bem estar e da sua longevidade.

Assim, para que o atual cenário agrícola brasileiro seja mais restritivo e cauteloso com relação ao uso de novos compostos emergentes e concentração destes no meio, são sugeridas algumas ações eficientes, a saber:

- A remoção dos subsídios e benefícios tributários para a utilização de agrotóxicos e, em troca, a implementação de investimentos em pesquisas científicas que apontem soluções alternativas às técnicas atuais de cultivo.
- A implementação de Projetos de Leis que estimulem os Sistemas de Produção Orgânica e de base Agroecológica, como a PL 6670/2016, que visa instituir a PRONARA (Programa Nacional de Redução de Agrotóxicos) como uma política pública e ainda tem como objetivo a criação de zonas de uso restrito e zonas livre do uso de agrotóxicos, quando próximas às moradias, escolas, rios, APAs (Áreas de Preservação Ambiental), etc.
- A normatização de um processo de registro de novos compostos mais rigoroso e multidisciplinar, no qual o poder decisório não recaia à apenas um órgão que priorize a proteção das lavouras à saúde da população e do meio ambiente, mas sim que considere novamente às exigências técnicas de diferentes ângulos de avaliação, equilibrando meio ambiente, saúde humana e produção de alimentos, e que possua classes mais restritivas e que explicitem seus efeitos nocivos ao meio e aos seres vivos;
- A obrigatoriedade de se definir, de forma completa e anterior à liberação de um novo composto, os seus riscos e ferramentas de monitoramento/controle, para que estes não entrem em circulação no meio sem um plano de gestão eficiente e não se tornem um Poluente Emergente, para o qual se há grandes dificuldades de monitorar e mitigar mesmo depois de proibida sua circulação no país, devido à falta de conhecimento sobre o produto.
- Maior agilidade nos procedimentos de reavaliação dos agroquímicos, para que, caso constatado riscos suficientes para sua proibição, o composto saia de circulação o mais rápido possível, diminuindo-se a propagação dos mesmos por meio da bioacumulação e biomagnificação;
- Revisões mais recorrentes das legislações de controle, como a CONAMA 357/2005, para que através delas se possa fazer o controle também dos poluentes mais atuais, incluindo os poluentes considerados emergentes.

REFERÊNCIAS

AGROFIT. SISTEMAS DE AGROTÓXICOS FITOSSANITÁRIOS. **Relatório de ingredientes ativos**. Brasília: Agrofit, 2022. Disponível em: https://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons. Acesso em: 13 mar. 2023.

AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P.; MERCADO, L. S. Agrotóxicos, recursos hídricos e organismos bioindicadores, p. 521-532, 2021.

ANVISA. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Programa de análise de resíduos de agrotóxicos em alimentos**: relatório das amostras analisadas no período de 2017-2018. Brasília: Anvisa, 2019. 136 p.

ANVISA. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Reavaliação de agrotóxicos**. Brasília: Anvisa, 2020a. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/acesoainformacao/perguntasfrequent/agrotoxicos/reavaliacao-de-agrotoxicos-2/reavaliacao-de-agrotoxicos>. Acesso em: 26 mar. 2023.

ANVISA. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Reavaliação de agrotóxicos**: documento preparatório – reavaliação Clorpirifós. Brasília: Anvisa, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/acesoainformacao/perguntasfrequent/agrotoxicos/reavaliacao-de-agrotoxicos-2/MotivosClorpirifos.pdf>. Acesso em: 26 mar. 2023.

ANVISA. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Reavaliação de agrotóxicos**: documento preparatório – reavaliação Epoxiconazol. Brasília: Anvisa, 2020b. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/acesoainformacao/perguntasfrequent/agrotoxicos/reavaliacao-de-agrotoxicos-2/epoxi1-doc-prep.pdf>. Acesso em: 26 mar. 2023.

APVMA. AUSTRALIAN PESTICIDES AND VETERINARY MEDICINES AUTHORITY. **Carbendazim review findings report**: the reconsideration of the active constituent carbendazim, registration of products containing carbendazim and approvals of their associated labels. Kingston: APVMA, 2012. Disponível em: <https://apvma.gov.au/sites/default/files/publication/14541-carbendazim-review-findings-report.pdf>. Acesso em: 26 mar. 2023.

BRASIL. Decreto nº 24.114, de 12 de abril de 1934. Aprova o regulamento de defesa sanitária vegetal. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 5 maio 1934. Seção 1, v. 2, p. 555.

BRASIL. Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021. Altera o anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 7 maio 2021. Seção 1.

BRASIL. **Projeto de Lei nº 6670**, de 13 de dezembro de 2016. Institui a política nacional de redução de agrotóxicos - PNARA, e dá outras providências. Brasília, DF, 2016.

BRASIL. Resolução CONAMA nº. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

CALVIELLO, G. *et al.* DNA damage and apoptosis induction by the pesticide Mancozeb in rat cells: involvement of the oxidative mechanism. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 211, n. 2, p. 87-96, 2006.

CÂMARA DOS DEPUTADOS. **Projetos de Lei nº 6299**, de 13 de março de 2002. Que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a embalagem....Brasília, DF, 2002.

CAMPANHA, M. B. *et al.* A 3-year study on occurrence of emerging contaminants in an urban stream of São Paulo State of Southeast Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 10, p. 7936-7947, 2015.

CARNEIRO, F. F. *et al.* (Org.). **Dossiê ABRASCO**: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. Rio de Janeiro: EPSJV; São Paulo: Expressão Popular, 2015.

CASTILHOS, L. R.; HAYAMA, G. S.; RAMOS, L. T. A necessidade de obrigatoriedade da participação do IBAMA, no registro de novos agrotóxicos, frente aprovação do PL 6299, contrária às evidências científicas e o controle de constitucionalidade. **Anais do Encontro Nacional de Pós-Graduação**, v. 6, n. 1, p. 328-332, 2022.

CASTRO, J. S. M; CONFALONIERI, U. Uso de agrotóxicos no município de Cachoeiras de Macacu (RJ). **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 10, n. 2, p. 473-482, 2005.

CAVALCANTE, I. L. P. **Agrotóxicos**: contexto, aplicabilidade e toxicidade dos ingredientes ativos mais utilizados no Brasil. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Nutrição) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2022.

CHEKIR, N.; LAOUFI, N. A.; BENTAHAR, F. Removal of emerging pollutants from aqueous solution using solar heterogeneous photocatalysis: spiramycin and mancozeb mixture. **Environmental Engineering and Management Journal**, v. 21, n. 2, p. 287-297, 2022.

CIARROCHI, I. S. **Efeito da radiação gama na degradação de pesticidas (azoxistrobin e carbendazim) em morango**. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2021.

CORRÊA, M. G. *et al.* Assessment of pesticides in the Chasqueiro Irrigation District, southern Brazil, an agricultural area of international importance. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 233, n. 12, p. 517, 2022.

COSTA, R. M. **Avaliação de risco associada à exposição crônica ao agrotóxico Carbendazim**. 2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade de Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2022.

COSTA, R. M. *et al.* Untargeted metabolomics reveals lipid impairment in the liver of adult zebrafish (Danio rerio) exposed to carbendazim. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 42, n. 2, p. 437-448, 2023.

DE CASTRO LIMA, J. A. M. *et al.* “Modern agriculture” transfers many pesticides to watercourses: a case study of a representative rural catchment of southern Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 10, p. 10581-10598, 2020.

DE FREITAS, A. D.; REGINO, J. E. B. A legislação para a quantidade permitida de agrotóxicos na água: os casos do Brasil e da União Europeia. **Informe Econômico (UFPI)**, v. 41, n. 2, p. 131-146, 2020.

EFSA. EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance carbendazim. **EFSA Journal**, v. 8, n. 5, p. 1598. 2010

ERHUNMWUNSE, N. O.; TONGO, I.; OMIGIE, K. Embryonic toxicity of imidacloprid: impact on hatchability, survivability, swimming speed and cardiac function of catfish, **Clarias Gariepinus**. **Ecotoxicology**, v. 32, n. 1, p. 127-134, 2023.

EUROPEAN UNION, Regulation (EC) No 1272/2008, de 16 de dezembro 2008. **Official Journal of the European Union**, 31 de dezembro de 2008. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=celex%3A32008R1272>. Acesso em: 25 mar. 2023.

FARAG, A. *et al.* Developmental toxicity of fungicide carbendazim in female mice. **Birth Defects Research. Part B: Developmental and Reproductive Toxicology**, v. 92, n.2, p. 122-130, 2011.

FERREIRA, L. *et al.* Thuringiensis a promising bacterium for degrading emerging pollutants. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 101, p. 19-26, 2016.

FRANCO, C. R.; PELAEZ, V. A. (Des) construção da agenda política de controle dos agrotóxicos no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 19, p. 213-230, 2016.

GONÇALVES-DE-ANDRADE, R. M.; ZIGLIO, L.; FALCÃO, M. T. PL 6299/2002 - PL do Veneno: e suas consequências para a saúde e o meio ambiente. Nota Técnica. Rede Brasileira Mulheres Cientistas, n. 14, 2022.

GRANT, P. B. C.; WOULDNEH, M. B.; ROSS, P. S. Pesticides in blood from spectacled caiman (Caiman crocodilus) downstream of banana plantations in Costa Rica. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 32, n. 11, p. 2576-2583, 2013.

GUIMARÃES, G. L. Impactos ecológicos do uso de herbicidas ao meio ambiente. **Série Técnica IPEF**, v. 4, n. 12, p. 159-180, 1987.

HANSEN, J. H. Brazilian coffee is sprayed with deadly pesticides. **Danwatch**, 10 Mar. 2016. Disponível em: <https://old.danwatch.dk/en/nyhed/brasiliansk-kaffe-sproejtes-med-livsfarlige-pesticider/>. Acesso em: 25 mar. 2023.

HENRÍQUEZ-HERNÁNDEZ, L. A. *et al.* Comparative analysis of selected semi-persistent and emerging pollutants in wild-caught fish and aquaculture associated fish using Bogue (Boops boops) as sentinel species. **Science of the Total Environment**, v. 581-582, p. 199-208, 2017.

HOFFMAN, L.; HARDEJ, D. Ethylene bisdithiocarbamate pesticides cause cytotoxicity in transformed and normal human colon cells. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 34, n. 2, p. 556-573, 2012

HU, G. *et al.* Mixture toxicity of cadmium and acetamiprid to the early life stages of zebrafish (Danio rerio). **Chemico-Biological Interactions**, v. 366, p. 110150, 2022.

IBAMA. INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Painéis de informações de agrotóxicos. Brasília: Ibama, 2021a. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/paineis-de-informacoes-de-agrotoxicos/paineis-de-informacoes-de-agrotoxicos>>. Acesso em: 27 fev. 2023.

IBAMA. INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Produtos agrotóxicos e afins comercializados em 2020 no Brasil: uma abordagem ambiental**. Brasília: Ibama, 2021b.

IBAMA. INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Reavaliação ambiental**. Brasília: Ibama, 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/reavaliacao-ambiental>. Acesso em: 26 mar. 2023.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA. **Levantamento sistemático da produção agrícola**: tabela 6588 - série histórica da estimativa anual da área plantada, área colhida, produção e rendimento médio dos produtos das lavouras. Brasília: IBGE, 2023. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6588#notas-tabela>. Acesso em: 26 fev. 2023.

IRELAND, C. M. *et al.* The interaction of benzimidazole carbamates with mammalian microtubule protein. **Biochemical Pharmacology**, v. 28, n. 17, p. 2680-2682, 1979.

ISLAM, M. A. *et al.* Acute toxicity of imidacloprid on the developmental stages of common carp cyprinus carpio. **Toxicology and Environmental Health Sciences**, v. 11, n. 3, p. 244-251, 2019.

IUPAC. INTERNATIONAL UNION OF PURE AND APPLIED CHEMISTRY. **Carbendazim**. Durham: IUPAC, 2021. Disponível em: <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/Reports/116.htm>>. Acesso em: 25 mar. 2023.

JIA, M. *et al.* The effects of hexaconazole and epoxiconazole enantiomers on metabolic profile following exposure to zebrafish (Danio rerio) as well as the histopathological changes. **Chemosphere**, v. 226, p. 520-533, 2019.

KIM, K. H.; KABIR, E.; JAHAN, S. A. Exposure to pesticides and the associated human health effects. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 525-535, 2017.

KRÜGER, R. A. **Análise da toxicidade e da genotoxicidade de agrotóxicos utilizados na agricultura utilizando bioensaios com Allium cepa**. 2009. Dissertação (Mestrado em Qualidade Ambiental) – Universidade FEEVALE, Novo Hamburgo, 2009.

LEWIS, K. A. *et al.* An international database for pesticide risk assessments and management. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 22, n. 4, p. 1050-1064, 2016.

LIM, J.; MILLER, M. G. The role of the benomyl metabolite carbendazim in benomyl-induced testicular toxicity. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 142, n. 2, p. 401-410, 1997.

- LIMA, J. F. M. **Análise comparativa da legislação de agrotóxicos entre Brasil e União Europeia e os seus impactos comerciais**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Gestão de Agronegócio) – Universidade de Brasília, Planaltina, 2018.
- LU, S. Y. *et al.* Endocrine-disrupting activity in carbendazim-induced reproductive and developmental toxicity in rats. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A**, v. 67, p. 1501-1515, 2004.
- MAGALHÃES, J. G. A política de desenvolvimento agrário brasileira: uma questão de gênero e classe social. *In*: CONGRESSO INTERNACIONAL DE DIREITOS HUMANOS DE COIMBRA, 7., 2022, Coimbra. **Anais** [...]. Coimbra, 2022. v. 7 n. 1.
- MARAFIGA, R. A. *et al.* Avaliação de parâmetros oxidativos em um modelo de intoxicação por agrotóxicos in vivo e o efeito neuroprotetor da vitamina D. *In*: CIRCUITO REGIONAL DE PESQUISA, INOVAÇÃO E DESENVOLVIMENTO, 2.; SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 27.; SEMINÁRIO INTEGRADO DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO, 14., 2021. Joaçaba. **Anais** [...]. Joaçaba: Unoesc, 2021. Disponível em: <https://periodicos.unoesc.edu.br/siepe/article/view/28472>. Acesso em: 30 mar. 2023.
- MONTONE, R. C. **Bioacumulação e biomagnificação**. São Paulo: IO/USP, 2023. Disponível em: <https://www.io.usp.br/index.php/oceanos/textos/antartida/31-portugues/publicacoes/series-divulgacao/poluicao/811-bioacumulacao-e-biomagnificacao.html>. Acesso em: 30 mar. 2023.
- MONTAGNER, C. C. *et al.* Trace analysis of pesticides and an assessment of their occurrence in surface and drinking waters from the State of São Paulo (Brazil). **Analytical Methods**, v. 6, p. 6668-6677; 2014.
- MORAES, R. F. **Agrotóxicos no Brasil**: padrões de uso, política da regulação e prevenção da captura regulatória. Brasília, DF: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada; 2019.
- MORATO, L. F. C. **Efeitos do inseticida acefato em modelos simples de membranas lipídicas baseados em filmes de Langmuir E GUVs**: interações em nível molecular e alterações morfológicas. 2021. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Ciências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Bauru, 2021.
- MORINAGA, H. *et al.* A benzimidazole fungicide, benomyl, and its metabolite, carbendazim, induce aromatase activity in a human ovarian granulose-like tumor cell line (KGN). **Endocrinology**, v. 145, p. 1860-1869, 2004.
- MOSTAFALOU, S.; ABDOLLAHI, M. Pesticides: an update of human exposure and toxicity. **Archives of Toxicology**, v. 91, p. 549-599, 2017.
- NAKAI, M. *et al.* Stage-specific effects of the fungicide carbendazim on sertoli cell microtubules in rat testis. **Tissue Cell**, v. 34, p. 73-80, 2020.
- OLIVEIRA, A. C. **Inseticidas venenos axônicos**: levantamentos dos registros realizados no Brasil em 2019 e seus efeitos sobre a biodiversidade e a saúde humana. 2019. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Gestão Ambiental) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Três Rios, 2019.
- OLIVEIRA, M. R. B. **Avaliação dos efeitos do fungicida Carbendazim sobre o comportamento do peixe-zebra Danio rerio (Cypriniformes, Cyprinidae)**. 2022. Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2022.
- PANIS, C. *et al.* Widespread pesticide contamination of drinking water and impact on cancer risk in Brazil. **Environment International**, v. 165, p. 107321, 2022.
- PEÑA-GUZMÁN, C. *et al.* Emerging pollutants in the urban water cycle in Latin America: a review of the current literature. **Journal of Environmental Management Academic Press**, v. 237, p. 408-423, 2019.
- PMRA. PEST MANAGEMENT REGULATORY AGENCY. **Registration decision**: carbendazim. Ottawa: PMRA, 2011.

- RIGOTTO, R. M.; VASCONCELOS, D. P.; ROCHA, M. M. Uso de agrotóxicos no Brasil e problemas para a saúde pública. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 30, p. 1360-1362, 2014.
- RIZZI, V. *et al.* Commercial bentonite clay as low-cost and recyclable “natural” adsorbent for the carbendazim removal/recover from water: overview on the adsorption process and preliminary photodegradation considerations. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 602, p. 125060, 2020..
- ROCHA, A. A. *et al.* Monitoring of pesticide residues in surface and subsurface waters, sediments, and fish in center-pivot irrigation areas. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 26, n. 11, p. 2269-2278, 2015.
- ROMAN, D. L. *et al.* A review of the toxicity of triazole fungicides approved to be used in European Union to the soil and aqueous environment. **Ovidius University Annals of Chemistry**, v. 33, n. 2, p. 113-120, 2022.
- SAMPAIO, R. M. O.; NETO, J. C. G. O paradigma da intensa utilização de agrotóxicos no Brasil sob o contexto da mundialização da agricultura. **Revista Direito Agrário e Agroambiental**, v. 4, n. 1, p. 111-129, 2018.
- SANTANA, L. M. B.; CAVALCANTE, R. M. Transformações metabólicas de agrotóxicos em peixes: uma revisão. **Orbital: The Electronic Journal of Chemistry**, v. 8, n. 4, p. 257-268, 2016.
- SEFILOGLU, F. O.; TEZEL, U.; BALCLOGLU, I. A. Validation of an analytical workflow for the analysis of pesticide and emerging organic contaminant residues in paddy soil and rice. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 69, n. 11, p. 3298-3306, 2021.
- SERPA, E., *et al.* Perfil de toxicidade in silico do agroquímico acefato: portador de irregularidades no LMR. *In*: SALÃO INTERNACIONAL DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO, 11., 2019, Caçapava do Sul. **Anais [...]**. Caçapava do Sul: Unipampa, 2019.
- SILVA, C. G. A.; COLLINS, C. H. Aplicações de cromatografia líquida de alta eficiência para o estudo de poluentes orgânicos emergentes. **Química Nova**, v. 34, n. 4, p. 665-676, 2011.
- SILVA, J. F.; MELLO, T. R. C.; ALMEIDA-SCABBIA, R. J. Efeitos na saúde pública do uso intensivo de defensivos agrícolas na produção de hortaliças. **Revista Científica da UMC**, v. 6, n. 2, art. 1594, 2021.
- SOARES, A. F. S. **Pesticides environmental destination: a study based on coffee productive areas**. Joinville: Clube de Autores, 2018, 98 p.
- SOARES, A. F. S.; SOUZA, L. P. S. Contaminação das águas de abastecimento público por poluentes emergentes e o direito à saúde. **Revista de Direito Sanitário**, v. 20, n.2, p. 100-133, 2020.
- SOARES, E. **Adequação jurídica de resultados e termos científicos provenientes de estudos na área de toxicologia ambiental**: estudo de caso da contaminação por chumbo no Vale do Ribeira, SP/PR. 2002. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.
- SOUSA, D. S. *et al.* O uso de agrotóxicos no Brasil a partir de uma visão histórica acerca das bases legislativas: uma revisão de literatura. **Revista Conexão Ciência**, v. 17, n. 1, p. 109-130, 2022.
- SOUZA, L. C. Análise da legislação sobre agrotóxicos no Brasil: regulação ou desregulação do controle do uso? **Revista Jurídica da Escola Superior do Ministério Público de São Paulo**, v. 11, n. 1, p. 41-74, 2017.
- SOUZA, L. F. C. B. *et al.* Determination of pesticides in the source and drinking waters in Londrina, Paraná, Brazil. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 40, n. 3, p. 1153-1164, 2019.
- SUN, S. *et al.* Occurrence, spatial distribution, and seasonal variation of emerging trace organic pollutants in source water for Shanghai, China. **Science of the Total Environment**, v. 639, p. 1-7, 2018.

TOLLSTADIUS, B. F. **Carbendazim induz morte em células epiteliais alveolares**: cultura celular submersa e em interface ar-líquido. 2019. Dissertação (Mestrado em Ciências Farmacêuticas) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2019.

TORDIN, C. Contaminantes emergentes podem ser uma ameaça na água para consumo humano. Brasília: Embrapa, 2018. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/32796742/contaminantes-emergentes-podem-ser-uma-ameaca-na-agua-para-consumo-humano>.

TURNATURI, R. *et al.* Antiproliferative and antioxidant activity of glycoconjugates of dithiocarbamates and their copper (II) and zinc (II) complexes. **ChemPlusChem**, v. 80, n. 12, p. 1786-1792, 2015.

TYAGI, S. *et al.* Neoplastic alterations induced in mammalian skin following mancozeb exposure using in vivo and in vitro models. **OMICS: A Journal of Integrative Biology**, v. 15, n. 3, p. 155-167, 2011.

UNIVERSITY OF HERTFORDSHIRE. **Pesticide Properties Database**: creating tools for pesticide risk assessment and management in Europe. Hatfield: University of Hertfordshire, 2020. Disponível em: <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/>. Acesso em: 27 mar. 2023.

U.S.EPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Thiophanate-methyl and carbendazim: draft human health risk for registration review (Memorandum). Washington: U.S.EPA, 2014.

URANI, C. *et al.* Benomyl affects the microtubule cytoskeleton and the glutathione level of mammalian primary cultured hepatocytes. **Toxicology Letters**, v. 76, n. 2, p. 135-144, 1995.

VEEDU, S. K. *et al.* Single and joint toxicity assessment of acetamiprid and thiamethoxam neonicotinoids pesticides on biochemical indices and antioxidant enzyme activities of a freshwater fish *Catla catla*. **Comparative Biochemistry and Physiology Part.C: Toxicology and Pharmacology**, v. 257, p. 109336, 2022.

WENDLING, G. G. **Análise geral dos altos números de concessões de registro à agrotóxicos de 2017 a 2022 e suas possíveis consequências**. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, Lorena, 2022.

WENG, Y. *et al.* Embryonic toxicity of epoxiconazole exposure to the early life stage of zebrafish. **Science of the Total Environment**, v. 778, p. 146407, 2021.

ZHANG, W. *et al.* Antagonistic effects and mechanisms of carbendazim and chlorpyrifos on the neurobehavior of larval zebrafish. **Chemosphere**, v. 293, p. 133522, 2022.

CAPÍTULO 6

A PROBLEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA NO RESERVATÓRIO DE SALTO GRANDE (AMERICANA, SP)

Marcelo Pompeo^{1*}
Viviane Moschini-Carlos²
Sòria-Perpinyà³, X.
Eduardo Vicente⁴
Lívia Fernanda Agujaro⁵
Jesus Delegido³

1 – Universidade de São Paulo, Depto de Ecologia, Brasil, e-mail: mpompeo@ib.usp.br

2 – Universidade Estadual Paulista, Campus de Sorocaba, Brasil

3 – Universidade de Valencia, Campus de Paterna, Laboratório de Processamento de Imagens, Espanha

4 – Universidade de Valência, Campus de Burjasot, Depto de Microbiologia e Ecologia, Espanha

5 - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, Campinas, Brasil.

*Autor correspondente: mpompeo@ib.usp.br

RESUMO

O reservatório de Salto Grande (SG) (Americana, SP) tem histórico de má qualidade da água, com crescimento explosivo de fitoplâncton e de macrófitas. Neste trabalho, os autores empregaram a base de dados da CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), dos anos de 2017 a 2019, para validar algoritmos nativos do SNAP (*Sentinel Application Platform*), um software desenvolvido pela Agência Espacial Europeia, para analisar as imagens Sentinel 2 (S2), visando estimar as concentrações de clorofila *a* (Chla) e a profundidade do disco de Secchi (DS). As imagens foram trabalhadas no SNAP, com correções atmosféricas *Case 2 Regional Coast Color* (C2RCC), adaptado ao S2 e usado para águas com baixa turbidez (C2RCC-Nets) e mais túrbidas (C2RCC-C2X). Relativo às validações com os algoritmos do SNAP (conc_chl e o kd_z90max), foi possível observar robustez apenas para DS, mas não para Chla, para C2RCC-Nets. Já para C2RCC-C2X, não foram obtidas robustez para Chla e para o DS. A restrita base de dados disponível, foi considerado o principal fator explicativo para as baixas robustez observadas, apesar das relações entre os dados de campo. Da análise dos dados, foi possível concluir que SG segue com elevados níveis de trofia. Este recorrente padrão, demonstra a urgência na tomada de medidas que visem inicialmente diminuir a carga externa de N e P em SG, em grande parte proveniente de esgotos. Também é importante, em conjunto, aplicar procedimentos alternativos para reduzir a carga interna de nutrientes. Deste modo, será possível vislumbrar possibilidades para recuperar o reservatório.

INTRODUÇÃO

Há vasta revisão bibliográfica que justifica o uso do sensoriamento remoto em estudos limnológicos, particularmente voltados à qualidade da água (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019). Vários outros autores também discorrem sobre a experiência no uso de imagens orbitais para estimar parâmetros limnológicos (RITCHIE; ZIMBA; EVERITT, 2003; NOVO *et al.*, 2013; BITENCOURT; MANTELLI, 2015; GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016; MACHADO; BAPTISTA, 2016; RUESCAS *et al.*, 2016; DEUTSCH; ALAMEDDINE; EL-FADEL, 2018; WATANABE *et al.*, 2018; CAIRO *et al.*, 2020; POMPÊO *et al.*, 2021; VISO-VÁZQUEZ *et al.*, 2021). Os satélites da série Sentinel (1 - radar, 2 A e B – óptico, e 3 – óptico e térmico), desenvolvidos pela *European Space Agency* (ESA), podem ser considerados a constelação de satélites mais recentes e modernos e suas imagens representam novas oportunidades para monitorar sistemas aquáticos em águas interiores (MARTINS *et al.*, 2017). Há muitas possibilidades para identificar florações de fitoplâncton por meio de imagens de satélites, pois sua presença causa mudanças significativas na cor da água e a abundância das florações pode ser quantificada por estimativas das concentrações de clorofila *a* (Chla) (LONDE *et al.*, 2016). A Chla é uma das variáveis chave na determinação dos níveis de trofia, na quantificação de florações de algas potencialmente tóxicos e na avaliação da qualidade das águas superficiais.

Para as imagens Sentinel 2 (S2) na avaliação da qualidade das águas, Pereira-Sandoval *et al.* (2019) calibrou e validou algoritmos para as estimativas de Chla e da profundidade do disco de Secchi (DS). SÓRIA-PERPINYÀ *et al.* (2017, 2019a e b, 2020, 2021) também empregaram modelos para estimar Chla e a concentração de ficocianina para a Laguna de Valência (Valência, Espanha) e em reservatórios espanhóis. Já Delegido *et al.* (2016), validaram diferentes metodologias aplicadas a estudos de vegetação e de qualidade das águas. Grendaité *et al.* (2018) testou inúmeros algoritmos para estimar Chla de lagos da Lituânia. Pompêo *et al.* (2021) empregou produtos nativos do SNAP para analisar as imagens S2. Estes autores estimaram a Chla e o DS e indiretamente o número de células de cianobactérias, em seis reservatórios brasileiros, e também empregaram guias de qualidade para gerar mapas de qualidade das águas dos reservatórios estudados, com base no índice do estado trófico (IET). Viso-Vázquez *et al.* (2021) analisaram Cyanobacteria em um reservatório espanhol por meio de imagens S2. Machado; Batista (2016) também avaliaram com sucesso o IET do Lago Paranoá (DF), empregando imagens Landsat TM 5.

Relativo às massas de águas brasileiras, de modo geral, a redução da sua qualidade é principalmente em decorrência dos lançamentos de esgotos domésticos e industriais sem tratamento (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2012, 2020; TORREMORELL *et al.*, 2021), mas também é importante a carga remanescente dos efluentes tratados e a poluição difusa de origem urbana ou agrícola. Estas águas enriquecidas podem ocasionar inúmeros problemas decorrentes do processo de eutrofização (AZEVEDO NETTO, 1988).

Este trabalho visa testar produtos nativos do SNAP na análise da heterogeneidade espacial horizontal da qualidade da água do reservatório de Salto Grande (SG) (Americana, São Paulo, Brasil), empregando algoritmos que estimam Chla e DS, em imagens S2. Também é empregada a base de dados do monitoramento anual da CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, para os anos de 2017 a 2019, na análise da qualidade da água de SG e para a validação dos produtos testados.

METODOLOGIA

Área de estudo

Localizado entre as coordenadas 47° 17' 02" W – 22° 41' 41" S e 47° 12' 36" W – 22° 44' 49" S (Fig. 6.1) e a 530 metros de altitude, SG foi concluído em 1949. Possui uma área de 11,5 km², um perímetro de 64 km, um comprimento de 17 km, um volume máximo de 106 x 10⁶ m³ e profundidade máxima de 19 m. Seu tempo de residência médio é de 30 dias. Na região, o clima pode ser considerado tropical sazonal, com duas estações bem definidas, uma mais fria e seca, de abril a setembro, e outra mais quente e chuvosa, de outubro a março (FROEHLICH *et al.*, 1978). Na Fig. 6.2a é possível observar a série histórica da precipitação pluviométrica médias para os anos de 1951 a 2001 e para o ano de 2020, além das temperaturas máximas e mínimas diárias para o ano de 2020 (Fig. 6.2b). O ano de 2020 segue o padrão histórico para a temperatura, mas com os meses mais frios com precipitações abaixo da média histórica, com exceção do mês de junho, enquanto que em dezembro, janeiro e fevereiro a precipitação pluviométrica foi ligeiramente superior à média histórica. Para a série histórica, a precipitação anual está em torno de 1300 mm e para o ano de 2020 foi de 1255 mm.



Figura 6.1: Mapa do Brasil, (a) com as localizações do reservatório de Salto Grande (São Paulo) e a estação de coleta (● b).

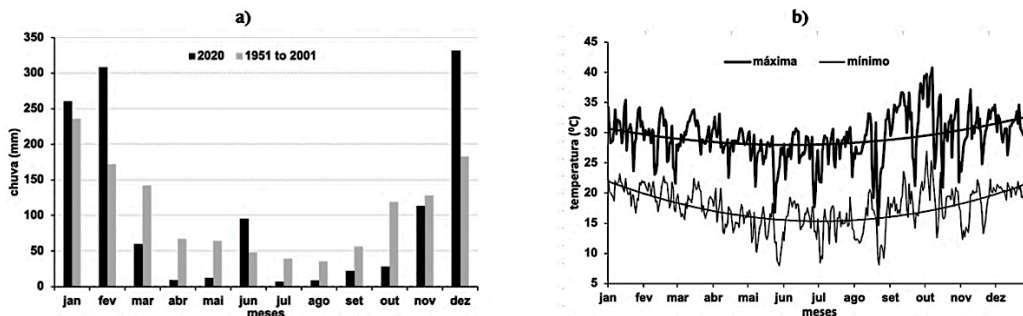


Figura 6.2: Precipitação mensal para a região do reservatório de Salto Grande (São Paulo, Brasil) (a), média histórica para os anos de 1951 a 2001 e no ano de 2020 e temperaturas máximas e mínimas diárias para o ano de 2020, com linhas de tendências com polinômio de segundo grau. Fontes: <https://consulta.siscam.com.br/camaraamericana/arquivo?ld=230896>; <http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagronline/quadros/qchuvaperiodo.asp>; FT Unicamp e Ciiagro.

Nas décadas de 1970 e 1980, SG foi um importante polo turístico, motivando a instalação de várias construções ao longo de suas margens, como clubes e casas de veraneio (LEITE, 1998; *apud* MARTINS *et al.*, 2011), para a pesca e o contato primário. O aumento da descarga de efluentes de origem industrial e doméstica gerou forte impacto em SG, refletindo na redução do teor de oxigênio dissolvido na água e da produção de peixes. Somando-se a isso, a intensa atividade agrícola, representada pelo cultivo da cana-de-açúcar, também tem sido considerada importante fator do aumento da concentração de nutrientes no reservatório (MARTINS *et al.*, 2011). Segundo esses autores, entre 1969 e 2000 ocorreram aumentos nas concentrações de nitrato, nitrito, amônia e de fosfato total dissolvido em SG, agravando o processo de eutrofização, com florecimentos algais e de macrófitas aquáticas, como observado por Bravin *et al.* (2005) e Martins *et al.* (2011), o que se mantém recorrente até o presente.

A presença das cianobactérias *Planktothrix* e *Komvophorum* foi identificada em amostras de água de SG, mas as análises químicas de LC-MS/MS das amostras ambientais não detectaram as presenças de cilindrospermopsina e saxitoxina, mas apenas de microcistina, representando as variantes MC-LR e MC-RR (FONSECA, 2014).

Dados de campo

Para a obtenção dos dados de campo, optou-se por empregar a base de dados da CETESB. Desde 1974, anualmente a CETESB publica relatórios de qualidade das águas interiores (<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>). Nesta base de dados foram obtidas informações para os anos de 2017 a 2019, das concentrações de clorofila a (Chla) (CETESB, 2014), fósforo total (PT) (CETESB, 1978a), sólidos totais (ST) e sólidos totais dissolvidos (STD) (CETESB, 1999), turbidez (Tur) (CETESB 1978b), contagem do número de células

de Cyanobacteria (Ciano) (CETESB, 2012) e a profundidade do disco de Secchi (DS), sendo obtidos *in situ* e em análises de laboratório. No período de estudo a CETESB fez o monitoramento da qualidade da água em SG em uma única estação de coleta (coordenadas 22° 42' 58" S e 47° 16' 02" W) (Fig. 6.2), com as amostragens a cada dois meses na água superficial. Neste trabalho também foi realizada uma análise de dados com as informações brutas levantadas dos relatórios CETESB. O IET para Chla seguiu Lamparelli (2004), conforme Cetesb (2020), calculado apenas para Chla.

Imagens de satélite

Para este estudo foram empregadas as imagens S2. Os dois satélites da missão S2 estão em órbita polar, síncrona ao sol, com fases de 180° entre si, sendo que o S2A está em operação desde junho de 2015 e o S2B desde março de 2017. O objetivo destes satélites é monitorar a variabilidade nas condições da superfície e sua ampla largura de faixa (290 km) e alto tempo de revisitação, de 5 dias com 2 satélites em condições sem nuvens, apoiará o monitoramento das mudanças na superfície da Terra. Possui 13 bandas espectrais: quatro bandas a 10 m, seis bandas a 20 m e três bandas com resolução espacial de 60 m (ESA, 2020). O S2 tem se mostrado adequado para estimar Chla e DS e para rastrear a dinâmica espacial e temporal dos lagos, reservatórios e rios (ANSPER; ALIKAS, 2019; DELEGIDO *et al.*, 2019; PEREIRA *et al.*, 2020; PEREIRA-SANDOVAL *et al.*, 2019; POMPÊO *et al.*, 2019, CAIRO *et al.*, 2020; SÓRIA-PERPINYÀ *et al.*, 2020, 2021; POMPÊO *et al.*, 2021).

O processo de correção atmosférica é essencial nos estudos de qualidade da água com sensoriamento remoto (BROCKMANN *et al.*, 2016). O *Case 2 Regional Coast Color* (C2RCC), foi adaptado ao S2 e é usado para águas com baixa turbidez (C2RCC-Nets) e para águas mais turbidas (C2RCC-C2X). A correção é baseada em redes neurais treinadas com um banco de dados de refletâncias e radiações obtidas através de simulações em modelos de transferência radiativa, incluídos no software SNAP 8.0.0, desenvolvido pela ESA (<http://step.esa.int/main/>). Ao aplicar essas correções, nativamente são obtidos produtos, entre os quais o `conc_chl` e o `kd_z90max`. Após a imagem ser baixada, inicialmente foi aplicado um *resampling* de 10 m para C2RCC-Nets e de 20 m para C2RCC-C2X e recortada (*subset*), mantendo apenas a área do reservatório de interesse, e em seguida foi aplicada a correção atmosférica.

Após a correção atmosférica C2RCC (Nets e C2X), o produto nativo `conc_chl`, já permite diretamente estimar as Chla (em µg/l). Para validá-los, os valores estimados pelo algoritmo foram relacionados linearmente com as Chla obtidas em campo pela CETESB. Já o produto também nativo no SNAP, o `kd_z90max` (em m), representa a profundidade na qual há 90% de extinção da luz superficial. Para relacioná-lo aos valores do DS, neste trabalho empregou-se o fator de correção desenvolvido por Pompêo *et al.* (2021). Esses autores utilizaram valores de DS e no mesmo ponto efetuaram leituras da radiação subaquática em perfil, com auxílio de um radiômetro Licor com celular PAR (*Photosynthetically Active Radiation*) em µmol de fóton por m⁻² s⁻¹. Com base nesses perfis de radiação subaquática, para cada estação de coleta, os autores calcularam a profundidade relativa à 90% de extinção da luz, chamada de `kd_zmax90_field`. Deste modo, aos valores de `kd_zmax90` nas imagens S2, foi aplicado o modelo de ajuste, aqui chamado de *ModSpain* ($DS = 0,7 * kd_z90max$), e estimados os valores de DS. Para a validação, os `kd_z90max` ajustados com o *ModSpain*, foram relacionados linearmente com dados de DS medidos em campo. Os dados para gerar este algoritmo de conversão, foram obtidos de inúmeros reservatórios espanhóis, com tomada de dados nos anos de 2017 a 2019, dos relatórios de qualidade da água para os reservatórios da *Confederación Hidrográfica del Ebro* (<http://www.chebro.es/>). Para 2017 foram levantados dados de 32 reservatórios, para 2018 de 15 e para 2019 de 11, localizados na bacia do rio Ebro (Espanha), com as coletas de dados nesses reservatórios compreendendo o período entre 6 de junho a 9 de agosto.

Com base nas datas de amostragens a campo para a avaliação da qualidade da água executadas pela CETESB, foram buscadas imagens S2 com nível 1C de processamento (U.S. Geological Survey - <https://glovis.usgs.gov/app>). Na Tab. 6.1 estão apresentadas as cenas baixadas para o período de busca, os anos de 2017 a 2019, as datas de coletas e de passagem dos satélites, bem como a diferença em dias entre a passagem do satélite e o dia da coleta. Decorrente do reduzido número de dados, optou-se por empregar imagens com até 9 dias de diferença entre a coleta e a passagem do satélite. Das imagens, após a correção atmosférica, os dados foram extraídos com base nas coordenadas da estação de coleta da CETESB, sendo que representam a média de 9 pixels, com a coordenada do ponto de amostragem compreendendo o ponto central (DELEGIDO *et al.*, 2019; PEREIRA-SANDOVAL *et al.*, 2019; POMPÊO *et al.*, 2021). Para validar as estimativas obtidas pelos produtos testados, de modo linear os valores estimados e os dados de campo foram relacionados e calculados os R² e os RMSE (*Root Mean Square Error*) e o NRMSE (*Normalized Root Mean Square Error*) (DELEGIDO *et al.*, 2019; PEREIRA-SANDOVAL *et al.*, 2019; POMPÊO *et al.*, 2021).

Tabela 6.1: Dados das coletas efetuadas pela CETESB, dias de passagem dos satélites, dias de diferença entre a data de coleta e a passagem dos satélites e as referências das imagens S2 baixadas

	Datas de	Datas do	Dias de	Referencias das imagens Sentinel 2 (A e B)
2017	10/10/17	17/10/17	7	S2B_MSIL1C_20171017T132219_N0205_R038_T22KHV
	23/02/17	14/02/17	9	S2A_MSIL1C_20170214T132231_N0204_R038_T22KHV
	19/04/17	25/04/17	6	S2A_MSIL1C_20170425T132231_N0204_R038_T22KHV
	08/06/17	04/06/17	4	S2A_MSIL1C_20170604T132241_N0205_R038_T22KHV
	17/08/17	23/08/17	6	S2A_MSIL1C_20170823T132231_N0205_R038_T22KHV
2018	22/02/18	24/02/18	2	S2B_MSIL1C_20180224T132229_N0206_R038_T22KHV
	07/06/18	09/06/18	2	S2A_MSIL1C_20180609T132231_N0206_R038_T22KHV
	16/08/18	16/08/18	0	S2A_MSIL1C_20180818T132231_N0206_R038_T22KHV
2019	21/02/19	24/02/19	3	S2A_MSIL1C_20190224T132231_N0207_R038_T23KKQ
	03/04/19	31/03/19	3	S2B_MSIL1C_20190331T132239_N0207_R038_T23KKQ
	26/06/19	24/06/19	2	S2A_MSIL1C_20190624T132241_N0207_R038_T22KHV
	29/08/19	28/08/19	1	S2B_MSIL1C_20190828T132239_N0208_R038_T22KHV
	23/10/19	22/10/19	1	S2A_MSIL1C_20191022T132241_N0208_R038_T22KHV

Para as análises estatísticas foi utilizado o software Past versão 2.17 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001). Para a Análise de Componentes Principais (ACP), os dados foram previamente transformados através do *ranging* (Gr-Min / Max-Min), uma razão entre as diferenças do valor bruto (Br) menos o valor mínimo (Min), sobre o máximo valor (Max) menos o valor mínimo. Para ACP também foram utilizados *row – color / symbol a filled region*, analisados por ano e por meses do ano.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tab. 6.2 são apresentados os valores médios de Chla, PT, ST, STD, Tur e Ciano levantados dos relatórios CETESB para os anos de estudo, representando seis datas de coletas para 2017 e 2018 e cinco para o ano de 2019. Para algumas datas de coletas não há informações sobre DS, Chla ou Ciano. É possível observar que para o período de estudo o maior coeficiente de variação (CV) é para Ciano, seguido de Tur e Chla, o que indicam maiores variações de valores nos anos de medidas. Já o menor CV é para o IET, que sugere elevados níveis do trofia, com condição mínima mesotrófica.

Tabela 6.2: Amplitudes de variação e médias da profundidade do disco de Secchi (SD), das concentrações de fósforo total (PT), clorofila a, sólidos totais (ST) e sólidos totais dissolvidos (STD), turbidez, números de células de Cyanobacteria e índice do estado trófico para concentrações de clorofila a (IET), para os anos de 2017 a 2019, na água superficial do reservatório de Salto Grande. DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação, n: número de dados disponíveis para o período de estudo

	DS	PT	STD	ST	Turbidez	Clorofila a	Cyanobacteria	TSI	IET - clorofila a (µg/l)
	m	mg/l	mg/l	mg/l	NTU	µg/l	Número de célula/ ml		
média	1,12	0,07	162,71	171,76	11,67	55,53	92.276,91	66	ultraoligotrófico Chla ≤ 1,17
mínimo	0,4	0,03	110	116	2,33	11,49	10522	59	oligotrófico 1,17 < Chla ≤ 3,24
máximo	2,1	0,14	212	228	34,2	125,33	351290	70	mesotrófico 3,24 < Chla ≤ 11,03
DP	0,47	0,03	35,11	36,90	10,78	43,24	109.986	4,41	eutrófico 11,03 < Chla ≤ 30,55
CV	41,95	47,00	21,58	21,48	92,36	77,87	119,19	6,80	supereutrófico 30,55 < Chla ≤ 69,05
n	16	17	17	17	17	11	11	11	hipereutrófico 69,05 < Chla

Na Fig. 6.3 é possível observar os valores médios para os anos de estudo, para cada variável e para o IET. Segundo a *Anova One-way*, não há diferenças anuais estatisticamente significativas entre as variáveis levantadas, o que sugere que entre os anos de 2017 a 2019 há certa constância nas condições ambientais, normalmente com elevados valores de Chla, Ciano, Tur, ST e STD em SG, conferindo elevados níveis de trofia médios para esses anos. Esse padrão também é corroborado pelas elevadas condutividades elétricas (CE), que para os anos de estudo variou de 167 µS/cm (abr/19) a 505 µS/cm (ago/18) (CETESB, 2018; 2019, 2020). De modo geral, as CE observadas em São Paulo são baixas, podendo atingir valores na casa de 10 µS/cm, como observado no reservatório do Broa (TUNDISI *et al.*, 1972). Para os reservatórios Guarapiranga e Complexo Billings (SP, Brasil), em áreas mais protegidas e sem lançamentos de esgotos domésticos, a CE é da ordem de 45 µS/cm e pode ser acima de 200 µS/cm em porções mais impactadas por esgotos (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2014; MACHADO *et al.*, 2016).

A ACP (Fig. 6.4a) sugere que o período estudado possui semelhante padrão de qualidade, com elevadas trofias, apesar de jun/17 e dez/17 discriminarem ligeiramente, relacionado à Chla, Ciano e Tur, enquanto que ago/19 apresentou maiores valores para PT. Nesta ACP o componente 1 explicou 49,5% e 31,2% para o componente 2. A Fig. 6.4b, sugere uma heterogeneidade temporal, com agosto discriminando, pois historicamente são meses de baixas precipitações, com 51,1% de explicação para o eixo 1 e de 41,8% para o eixo 2 da variabilidade observada.

Na Fig. 6.5 é possível verificar que com o aumento de Chla e de Ciano há diminuição do DS em SG (Figs. 6.5a e 6.5b). As Figs. 6.5c a 6.5f sugerem que com o aumento do PT, há impacto nos valores de ST, STD, Tur e Chla, também indicando que o P foi incorporado ao fitoplâncton, o que também explica a relação observada entre Chla e Tur (Fig. 6.5g). No entanto, não foi verificada relação estatisticamente significativa entre Ciano e Chla (Fig. 6.5h), o que sugere que nos anos de estudo o fitoplâncton não foi dominado pelas Cyanobacteria.

O fitoplâncton é um dos principais elementos empregados na classificação ecológica de lagos na Europa, de acordo com a Diretiva-Quadro da Água (DQA), a normativa europeia da qualidade da água (SØNDERGAARD *et al.*, 2011). No Brasil o fitoplâncton também é importante métrica para a definição do monitoramento e do manejo de reservatórios (ANGELINI; BINI; STARLING, 2008; MACHADO; BAPTISTA, 2016; CETESB, 2020). Segundo Søndergaard *et al.* (2011), a frequência de amostragem é importante, quando o objetivo é estimar a Chla, mas nem sempre a previsibilidade é alta. Como relatam, a Chla foi relacionada significativamente ao PT, mas a variabilidade foi alta, com R^2 atingindo 0,47, 0,59 e 0,61 em lagos rasos, estratificados e siliciosos, respectivamente, com base nas médias de verão. Seguem comentando que a Chla também está relacionada ao nitrogênio total (NT), mas os coeficientes de correlação foram baixos ao longo do ano e, em uma regressão múltipla com o PT incluído, o NT apenas acrescentou pouco à variabilidade total. Da mesma forma, a proporção de cianobactérias aumentou significativamente com o PT, mas a correlação foi fraca. Dados sazonais e anuais de cinco lagos com PT relativamente estável mostram variações consideráveis na abundância de Chla e Ciano durante um período de monitoramento de 20 anos. Søndergaard *et al.* (2011) concluem que, apesar das claras relações entre os nutrientes e o fitoplâncton, para lagos europeus será difícil definir as classes ecológicas da DQA propostas - particularmente em relação às Ciano. Complementam que para garantir um alto grau de certeza para atender a um limite específico de qualidade da água, o mais indicado seria reduzir a carga de P externo, mais fortemente do que o esperado a partir de relações empíricas.

Segundo Martins *et al.* (2011), entre os anos de 1969 e 2000 ocorreram aumentos significativos nas concentrações de nitrato (de 326,00 para 808,35 $\mu\text{g L}^{-1}$), nitrito (de 331,00 para 1412,10 $\mu\text{g L}^{-1}$), amônia (de 38,20 para 319,69 $\mu\text{g L}^{-1}$) e fosfato total dissolvido (de 6,00 para 174,04 $\mu\text{g L}^{-1}$) em SG. Já Ferreira *et al.* (2005), com coletas em 2004, reportou elevadas concentrações de PT em SG, variando de 18 a 509 $\mu\text{g L}^{-1}$; fosfato de 4 a 463 $\mu\text{g L}^{-1}$; NT de 0,99 a 17,25 mg L^{-1} ; nitrato de 0,26 a 15,29 mg L^{-1} ; amônio de 0,03 a 1,89 mg L^{-1} . Segundo esses autores, de modo geral, nos meses de estudos, foram observadas maiores concentrações na parte alta de SG, particularmente no rio Atibaia, na estação de coleta próxima à entrada do reservatório, particularmente para fósforo (solúvel e total), amônio, além da CE ligeiramente superior.

Com base nos dados levantados nos relatórios CETESB, é possível observar que o histórico de má qualidade observado em SG se mantém nos anos de 2017 a 2019. Há também Martins *et al.* (2003), que observaram que a grande proliferação de plantas aquáticas em SG estava relacionada aos elevados teores de nutrientes na água do reservatório, com reflexos no crescimento dessas plantas. As recorrências de más qualidades da água observadas nas últimas décadas sugerem que os esforços despendidos visando a melhoria da qualidade desse reservatório até o presente não surtiram os efeitos desejáveis. Visando discutir e propor formas de controle e de remediação dos inúmeros problemas observados historicamente em SG, em 2019 foi criada uma CPI (Comissão Parlamentar de Inquérito) (SÃO PAULO, 2019), conduzida pelo Poder Legislativo do Estado, para ouvir depoimentos e tomar informações, com a finalidade de investigar a situação de SG. De acordo com a CPI, são despejados diariamente 53 milhões de litros/dia de efluentes sanitários sem o devido tratamento, o que representa o esgoto de aproximadamente 264.656 pessoas dos 18 municípios situados a montante do reservatório, mas com 80% do total gerado proveniente das regiões de Campinas, Valinhos, Paulínia, Atibaia, Vinhedo e Itatiba. Cabe ressaltar a baixa eficiência das estações de tratamento de esgotos existentes, especialmente a ETE Anhumas, de Campinas, também associada à falta de tratamento terciário à montante. O relatório da CPI calculou que para o ano de 2005 a carga de PT e de nitrogênio amoniacal que entra no reservatório, nos meses de janeiro, março, maio, julho e setembro de 2005, foi da ordem de 2590, 865, 325, 195 e 260 kgP/dia e de 1728, 216, 648, 583 e 583 kg de nitrogênio amoniacal por dia, respectivamente, com ponto de medida na ATIB02065, a estação de monitoramento da CETESB próximo à entrada de SG. Já para os anos de 2001 e 2002, Silva; Jardim (2007)

calcularam em 4668 kg de NH₃/dia para SG. Para se ter ideia desses significativos aportes diários, quando comparado com as cargas de importantes rios do Estado do Maranhão (Brasil), os Pindaré, Mearim e Itaperucu, com expressivas áreas de bacias hidrográficas, de 30.000 a 55.000 km² e mais preservadas e pouco urbanizadas, de 1996 a 1998 Pompêo *et al.* (2002), determinaram uma carga de 3,6, 2,7 e 2,4 t/dia de NT e de 515, 620 e 400 kg/dia de PT transportados por esses rios, respectivamente.

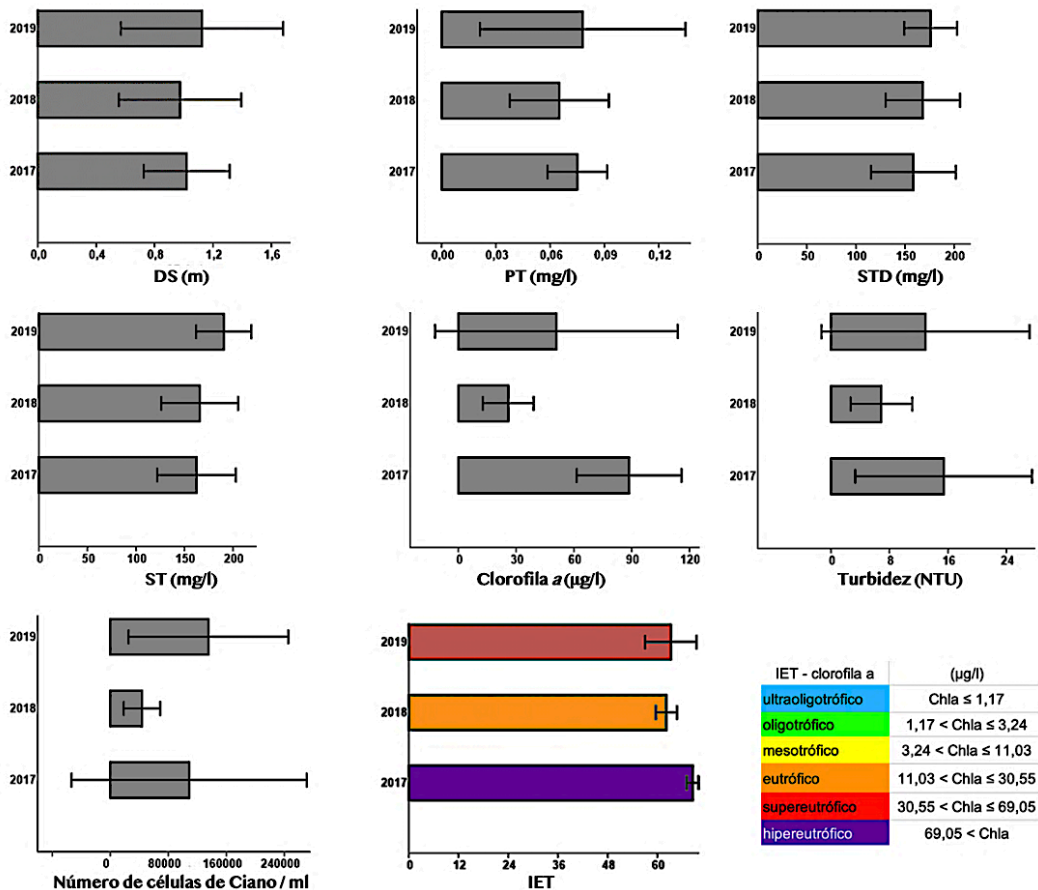


Figura 6.3: Valores médios anuais e o desvio padrão para profundidade do disco de Secchi (SD), concentrações de fósforo total (PT), clorofila a, sólidos totais (ST) e sólidos totais dissolvidos (STD), turbidez, números de células de Cyanobacteria (Ciano) e índice do estado trófico para clorofila a (IET), para os anos de 2017 a 2019, para o reservatório de Salto Grande.

Relativo às imagens S2, na Fig. 6.7 é possível observar as validações dos algoritmos testados, os produtos nativos *conc_chl* e o *kd_z90max*, este último corrigido com o *ModSpain*, segundo Pompêo *et al.* (2021). As Figs 4.6a e 4.6b são relativas à validação com a correção atmosférica C2RCC-Nets, com *resampling* de 10 m. Nestas validações, é possível observar robustez apenas para DS (Fig. 6.7a), mas não para Chla. Já para C2RCC-C2X, com *resampling* de 20 m (Figs. 6.7c e 6.7d), não foram obtidas suficiente robustez nas estimativas, tanto para Chla como para o DS, corrigido pelo *ModSpain*. Pompêo *et al.* (2021), trabalhando com os seis reservatórios do Sistema Cantareira, obtiveram robustez nas estimativas de DS e de Chla, empregando os mesmos produtos nativos do SNAP (*conc_chl* e o *kd_z90max*), com maior robustez para Chla empregando C2RCC-C2X e para o DS, a maior robustez foi observada com C2RCC-Nets, empregando para ambos um *resampling* de 10 m.

Relativo à base de dados empregada neste trabalho, esta provém do monitoramento oficial, para a avaliação anual da qualidade das águas do Estado de São Paulo (CETESB, 2020). No entanto, a rede de monitoramento estadual não foi pensada para aplicações em sensoriamento remoto. As coletas executadas neste

programa de monitoramento ocorrem em um único ponto de coleta por massa de água, com periodicidade bimestral, como em SG, sendo que apenas para poucas massas de águas o monitoramento é mensal e em mais de um ponto. Relativo à SG, a distribuição dos pontos de amostragem em SG está muito relacionado à amostragem do fitoplâncton, em particular das Cyanobacteria, em função do vento (AGUJARO, 2007), também importante na distribuição das massas de macrófitas. Segundo essa autora, a ação do vento parece ser mais significativa do que as variações anuais, para explicar as concentrações de Chla em SG, mas também seria importante avaliar em conjunto com a série histórica da temperatura, por conta do aquecimento global.

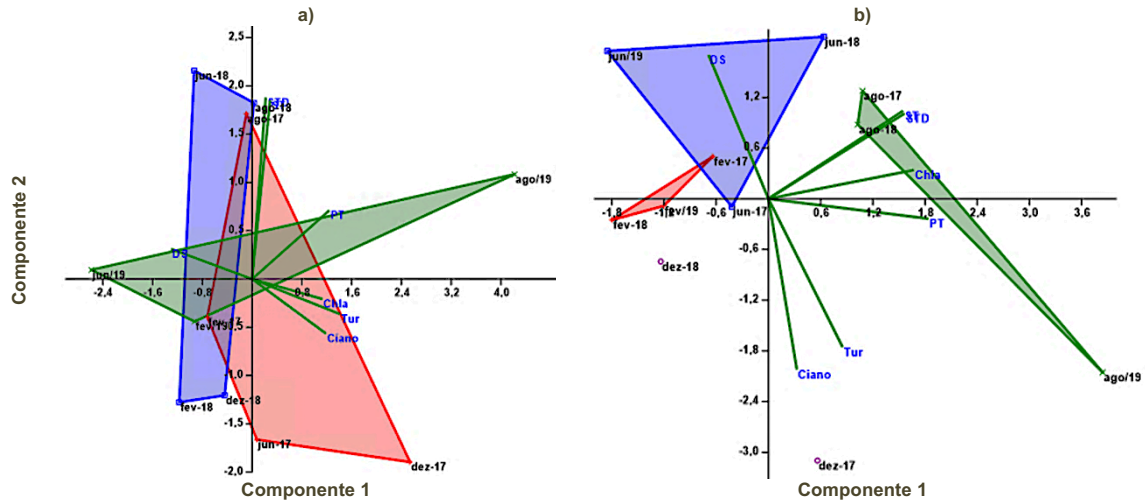


Figura 6.4: Análise de componentes principais para concentrações de sólidos totais (ST), sólidos totais dissolvidos (STD), clorofila a (Chla) e de fósforo total (PT) e número de célula de Cyanobacteria por ml (Ciano), turbidez (Tur) e profundidade do disco de Secchi (DS), para os anos de 2017 a 2019. A) por ano e b) por mês do ano.

Além disso, também existe descontinuidade anual no monitoramento oficial, com alguns anos sem amostragens. Soma-se também o fato de que para uma dada data de monitoramento, nem sempre há todas as informações nas planilhas, como observado neste trabalho para DS e Chla. Deste modo, apesar do monitoramento, em decorrência destas questões, a base de dados disponível para uso no sensoriamento remoto pode ser ainda mais restrita. Mesmo empregando uma base de dados plurianual, poderá haver pequena quantidade de pontos para gerar modelos e posteriormente validá-los. Neste caso, a disponibilidade de produtos no SNAP que nativamente estimam Chla e o DS, além de agilizar o trabalho, dá a vantagem de permitir empregar toda a base de dados, apenas para a etapa de validação. De todo modo, a restrita base de dados disponível para SG, pode ser o fator explicativo das baixas robustez observadas entre os valores estimados e a realidade de campo.

No presente não há como ampliar o número de estações de coleta da atual rede de monitoramento, e nem sua periodicidade de visitação. Mas o Brasil deveria copiar o exemplo da Espanha, onde pesquisadores da Universidade de Valência, em apoio à Comunidade Valenciana, desenvolvem novas abordagens de monitoramento da qualidade da água de reservatórios na Bacia do rio Ebro, por meio de técnicas de sensoriamento remoto. Durante anos o monitoramento desses reservatórios, cerca de 35, ocorreu de modo presencial, com elevado custo financeiro e com grandes esforços para as coletas e as análises de laboratório, em particular para a identificação, a contagem e a determinação do biovolume fitoplancônico. Mais recentemente, optaram por estudar presencialmente apenas 15 reservatórios, para a geração de modelos e validá-los nas estimativas de Chla, ficocianina, turbidez, entre outros parâmetros empregados na avaliação da qualidade dos reservatórios por meio de imagens S2. Deste modo, espera-se redução nos custos do monitoramento além de maior agilidade na avaliação da heterogeneidade espacial horizontal da qualidade das águas de todos os reservatórios da bacia. É importante a criação de programas de monitoramento por meio de imagens de satélites, nos órgãos ambientais e de recursos hídricos brasileiros, visando desenvolver estudos específicos para o sensoriamento remoto, com grupo técnico especializado, gerando e validando algoritmos que permitam complementar os estudos presenciais de avaliação da qualidade das águas. Caberia a esse grupo executar estudos visando ampliar a base de dados de campo voltada ao sensoriamento remoto, e com isso desenvolver modelos mais ajustados e robustos, além de também permitir

obter importantes medidas de reflectância *in situ* (PEREIRA-SANDOVAL *et al.*, 2019). Sem prescindir dos estudos presenciais e com menor esforço, seria possível ter novas possibilidades de monitoramento da qualidade da água dos reservatórios, com imagens de satélites, incluindo uma avaliação espacial para todo o corpo de água e não só baseado em uma única estação de coleta. Com a potencialidade de se ter imagens S2 a cada 5 dias, também é possível almejar ter um cenário temporal que permita compreender alterações sazonais na qualidade da água.

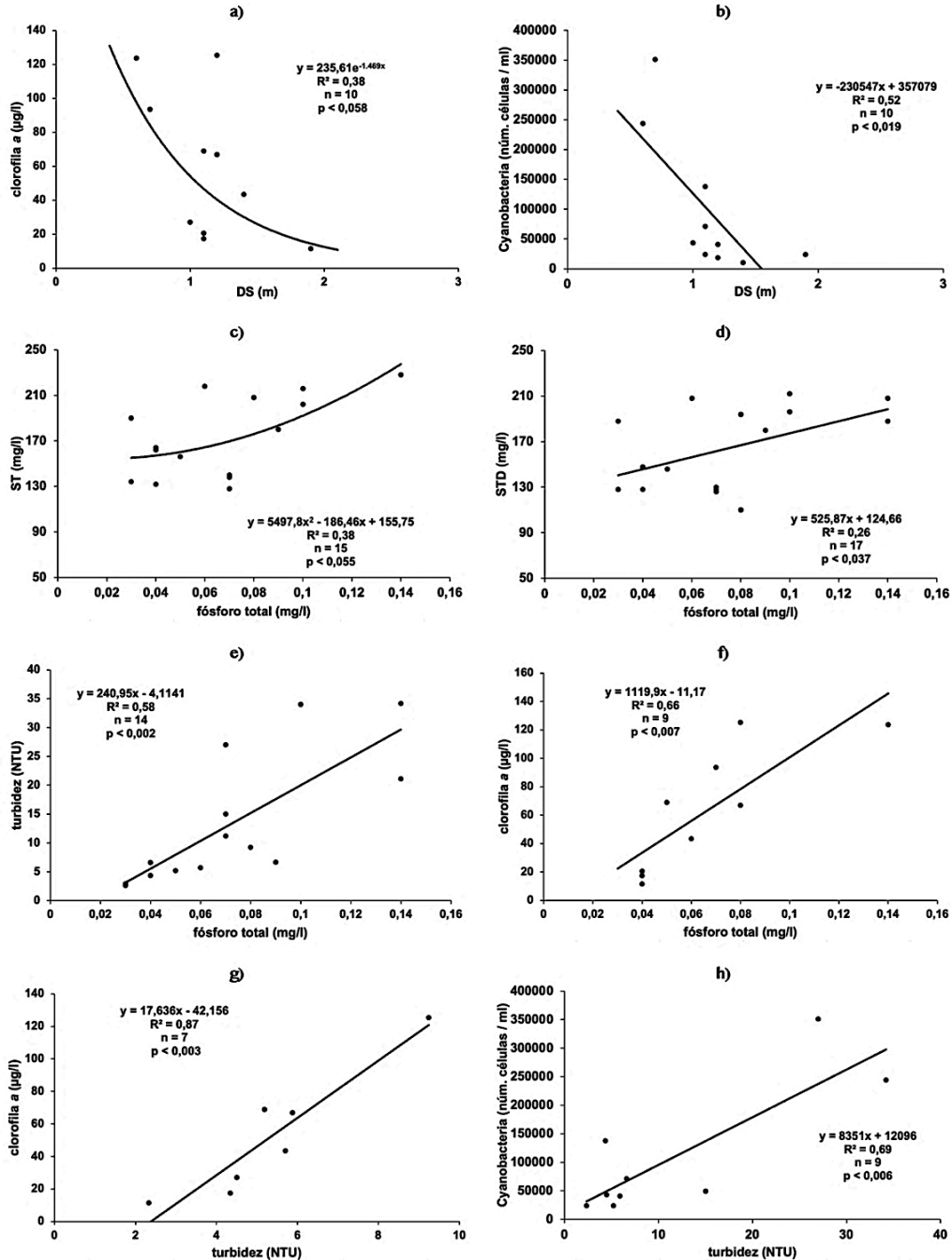


Figura 6.5: Relações entre as variáveis ambientais determinadas na água superficial de SG para os anos de 2017 a 2019. ST: sólidos totais, STD: sólidos totais dissolvidos, DS: profundidade do disco de Secchi (DS).

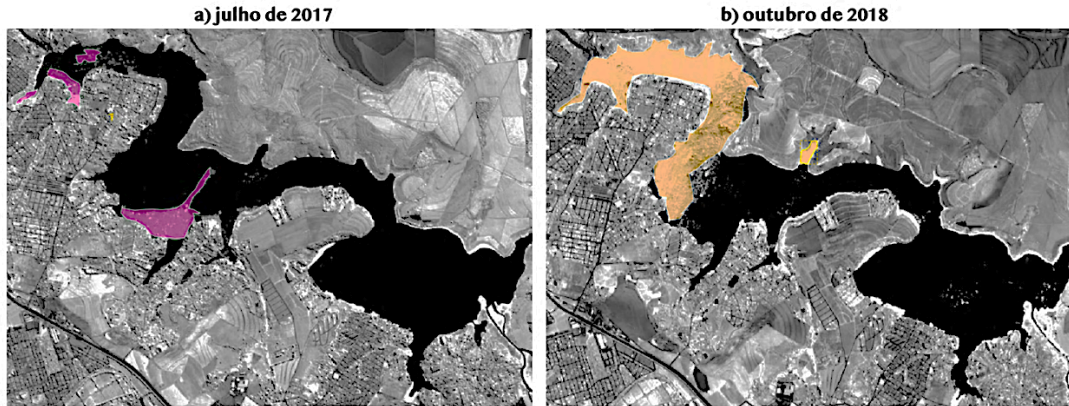


Figura 6.6: Estimativa da área de ocupação do espelho de água do reservatório de SG por macrófitas aquáticas flutuantes, para julho de 2017 (a) e outubro de 2018 (b). Banda B8 (842 nm) de imagens Sentinel 2, com 10 m de resolução espacial.

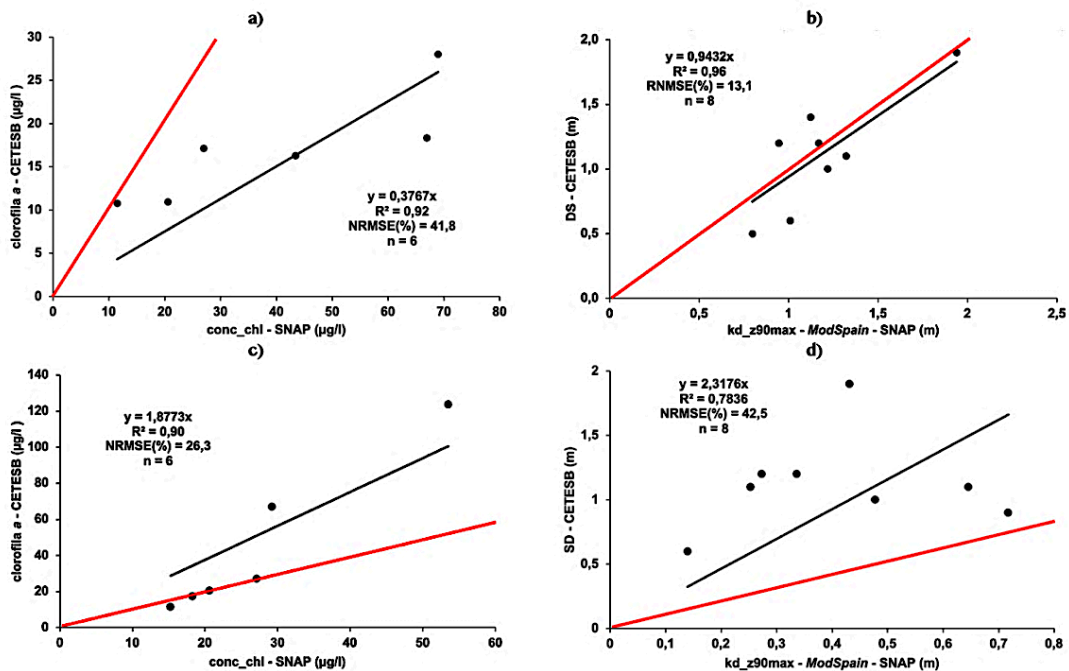


Figura 6.7: Relação entre as concentrações de clorofila a, estimadas pelo produto conc_chl, com as concentrações determinadas em campo, no reservatório de Salto Grande. C2RCC-Nets, com pixel de 10 m (a e b) C2RCC-C2X, com pixel de 20 m (c e d).

Do ponto de vista do manejo, há sugestão para a redução da carga de P que entra em SG, o que provavelmente contribuirá para a diminuição de ST, STD, Chla e Tur, impactando de modo positivo na qualidade da água. Mas também poderia ser complementado pelo crescimento controlado em fazendas flutuantes de macrófitas, auxiliando no controle da carga interna. Na Lagoa Paranoá (DF, Brasil), com décadas de lançamentos de esgoto *in natura* (ANGELINI; BINI; STARLING, 2008; PADOVESI-FONSECA; PHILOMENO; ANDREONI-BATISTA, 2009), mesmo após anos de funcionamento de uma estação de tratamento de esgotos, reduzindo a carga externa, a ressuspensão dos nutrientes que compunha a substancial carga interna, era o responsável pelos recorrentes *blooms* de algas e de macrófitas observados. Segundo Angelini; Bini; Starling (2008), o problema só foi solucionado, com impactos positivos na qualidade da água, após um *flushing*, reduzindo a carga interna, após a liberação dos nutrientes de fundo rio abaixo. No entanto, para SG não é possível fazer *flushing*, pois há uma

captação de água do município de Americana logo à jusante da saída do reservatório, o que reforça a necessidade de controlar as entradas de nutrientes e para buscar meios alternativos para a redução da carga interna.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Há normativa brasileira que discorre sobre a classificação dos corpos de água conforme o tipo de uso e dá diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências (BRASIL, 2005). Segundo essa normativa, o SG está enquadrado como Classe 2, a) destinada ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e e) à aquicultura e à atividade de pesca. Para a Classe 2 o limite superior para a presença de clorofila é de até 30 µg/L. Neste trabalho, a Chla variou entre 11,49 e 125,33 µg/L. O preocupante padrão observado, e o recorrente histórico de problemas na qualidade de suas águas, permite concluir que SG há décadas não se encontra em conformidade à sua classe de enquadramento. Ainda, existe um tributário do rio Atibaia, o ribeirão Anhumas, que recebe cerca de 35% dos esgotos tratados da cidade de Campinas classificado como Classe 4, não havendo padrões de qualidade para PT e para a série nitrogenada, portanto, sem restrições de lançamento pela ETE desses parâmetros. Em decorrência desse histórico, TUNDISI (2015) recomendou a interdição de SG para atividades de recreação, incluindo o contato primário, pesca e navegação, algumas das atividades que impactam a saúde humana. Pode-se considerar que hoje SG funciona como uma enorme lagoa de tratamento terciário na calha do Atibaia, antes de formar o rio Piracicaba.

É possível concluir que SG segue com a histórica má qualidade de suas águas, com elevadíssimos níveis de trofia, particularmente nos meses de maiores precipitações. Esse padrão recorrente e histórico demonstra a extrema necessidade e urgência na tomada de medidas que visem inicialmente controlar a entrada de nutrientes, em grande parte proveniente de esgotos domésticos e industriais, responsáveis pelos recorrentes *blooms* de fitoplâncton e de macrófitas, principalmente iniciando com a diminuição da carga externa de N e P. Também é importante, em conjunto, aplicar procedimentos alternativos para reduzir a carga interna de nutrientes. Deste modo, será possível vislumbrar possibilidades para recuperar o reservatório.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Processos 2019/10845-4; 2020/11759-1) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Processos 303660/2016-3; 301559/2018-0).

REFERÊNCIAS

- AGUJARO, L. F. **Subsídios para um plano de monitoramento de cianobactérias em reservatórios com vistas à balneabilidade**: estudo de caso - Reservatório Salto Grande, Americana, SP. 2007. Tese (Doutorado) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007. 214 p.
- ANGELINI, R.; BINI, L. M.; STARLING, F. L. R. M. Efeitos de diferentes intervenções no processo de eutrofização do lago Paranoá (Brasília – DF). **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 564-571. 2008.
- ANSPER, A.; ALIKAS, K. Retrieval of chlorophyll a from Sentinel-2 MSI data for the European Union Water Framework Directive reporting purposes. **Remote Sensing**, v. 11, n. 1, p. 64, 2019.
- AZEVEDO NETTO, J. M. Novos conceitos sobre a eutrofização. **Revista DAE**, v. 151, p. 22-28, 1988.
- BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M.; MARTINS, V. S. **Introdução ao sensoriamento remoto de sistemas aquáticos**: princípios e aplicações. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2019. 161 p.
- BITENCOURT, M. D.; MANTELLI, L. R. Análise espacial de parâmetros limnológicos utilizando sensoriamento remoto e geoprocessamento: dois estudos de caso. In: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; YURI NISHIMURA, P.; CARDOSO-SILVA, S.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. (Orgs.). **Ecologia de reservatórios e interfaces**. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2015.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº. 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRAVIN, L. F. N. *et al.* Desenvolvimento de equipamento para controle mecânico de plantas aquáticas na UHE de Americana, SP. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 263-267, 2005.

BROCKMANN, C. *et al.* Evolution of the C2RCC neural network for Sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters. *In: Living Planet Symposium, 2016, Prague. Proceedings [...]*. Prague: European Space Agency, 2016. P.54.1-54.6.

CAIRO, C. *et al.* Hybrid chlorophyll-a algorithm for assessing trophic states of a tropical Brazilian Reservoir based on MSI/Sentinel-2 Data. **Remote Sensing**, v. 12, n. 1, p. 40, 2020.

CARDOSO-SILVA, S. *et al.* Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. **Bioikos**, v. 28, n. 1, p. 31-43, 2014.

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Determinação da turbidez em águas - método nefelométrico**: método de ensaio. São Paulo: CETESB, 1978b. (Norma Técnica L5.156)

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Determinação de fósforo em águas: método do ácido ascórbico**. São Paulo: CETESB, 1978a. (Norma Técnica L5.128).

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Determinação de pigmentos fotossintetizantes, clorofilas a, b e c e feofitina a**: método de ensaio. 3. ed. São Paulo: CETESB, 2014. (Norma Técnica L5.306).

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Fitoplâncton de água doce**: métodos qualitativo e quantitativo. São Paulo: CETESB, 2012. (Norma Técnica L5.303).

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Norma técnica interna SABESP**. São Paulo: CETESB, 1999. (PNTS 01).

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2017**. São Paulo: CETESB, 2018.

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2018**. São Paulo: CETESB, 2019.

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2019**. São Paulo: CETESB, 2020.

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2020**. São Paulo: CETESB, 2021.

DELEGIDO, J. *et al.* Aplicaciones de sentinel 2 a estudios de vegetación y calidad de aguas continentales. *In: SIMPOSIO INTERNACIONAL SELPER, 17.*, 2016, Puerto Iguazú Misiones. **Anais**: Geotecnologías, herramientas para la construcción de una nueva visión del cambio global y su transformación para un futuro sostenible. Puerto Iguazú Misiones: Universidad Nacional de Luján, Universidad Autónoma de Entre Ríos, 2016. p. 1111-1126.

DELEGIDO, J. *et al.* Turbidity and secchi disc depth with Sentinel-2 in different trophic status reservoirs at the Comunidad Valenciana. **Revista de Teledetección**, v. 54, p. 15-24, 2019.

DEUTSCH, E. S.; ALAMEDDINE, I.; EL-FADEL, M. Monitoring water quality in a hypereutrophic reservoir using Landsat ETM+ and OLI Sensors: how transferable are the water quality algorithms? **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 3, p. 141, 2018,

ESA. EUROPEAN SPACE AGENCY. **Sentinel 2**: radiometric resolutions. Paris: ESA, 2020.

- FERREIRA, R. A. R. *et al.* Monitoramento de fitoplâncton e microcistina no reservatório da UHE Americana. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 203-214. 2005.
- FONSECA, A. M. **Cianobactérias e cianotoxinas em áreas recreacionais do reservatório de Salto Grande, Americana – SP**. 2014. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.
- FROHELICH, C. G.; ARCIFA-ZAGO, M. S.; CARVALHO, M. A. J. Temperature and oxygen stratification in Americana Reservoir, State of São Paulo, Brazil. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 20, p. 1710-1719, 1978.
- GHOLIZADEH, M. H.; MELESSE, A. M.; REDDI, L. A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques. **Sensors**, v. 16, n. 8, p. 1298, 2016.
- GRENDAITÉ, D. *et al.* Chlorophyll-a concentration retrieval in eutrophic lakes in Lithuania from Sentinel-2 data. **Geologija. Geografija**, v. 4, n. 1, p. 15-28, 2018.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.
- LONDE, L. R. *et al.* Water residence time affecting phytoplankton blooms: study case in Ibitinga Reservoir (São Paulo, Brazil) using Landsat/TM images. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 3, p. 664-672, 2016.
- MACHADO, L. S. *et al.* Fatores ambientais relacionados à ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório de Guarapiranga, SP, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 11, n. 4, p. 810-818, 2016.
- MACHADO, M. T. S.; BAPTISTA, G. M. M. Sensoriamento remoto como ferramenta de monitoramento da qualidade da Água do Lago Paranoá (DF). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 2, p. 357-365, 2016.
- MARTINS, D. *et al.* Caracterização química das plantas aquáticas coletadas no reservatório de Salto Grande (Americana-SP). **Planta Daninha**, v. 21, p. 21-25, 2003.
- MARTINS, D. *et al.* Levantamento de plantas aquáticas no reservatório de Salto Grande, Americana, SP. **Planta Daninha**, v. 29, n. 1, p. 231-236, 2011.
- MARTINS, V. S. *et al.* Assessment of atmospheric correction methods for Sentinel-2 MSI images applied to Amazon Floodplain Lakes. **Remote Sensing**, v. 9, n. 4, p. 322, 2017.
- NOVO, E. M. L. M. *et al.* Proposal for a remote sensing trophic state index based upon Thematic Mapper/Landsat images. **Revista Ambiente e Água**, v. 8, n. 3, p. 65-82, 2013.
- PADOVESI-FONSECA, C.; PHILOMENO, M. G.; ANDREONI-BATISTA, C. Limnological features after a flushing event in Paranoá Reservoir, central Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, n. 3, p. 277-285, 2009.
- PEREIRA, A. R. A. *et al.* Retrieval and mapping of chlorophyll-a concentration from Sentinel-2 images in an urban river in the semiarid region of Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, n. 2, p. e2488, 2020.
- PEREIRA-SANDOVAL, M. *et al.* Calibration and validation of algorithms for the estimation of chlorophyll-a concentration and Secchi depth in inland waters with Sentinel-2. **Limnetica**, v. 38, n. 1, p. 471-487, 2019.
- POMPÊO, M. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros**. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2017. 138 p.
- POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. O abastecimento de água e o esgotamento sanitário: propostas para minimizar os problemas no Brasil. *In*: ROSA, A. H.; FRACETO, L. F.; MOSCHINI-CARLOS, V. (Eds.). **Meio ambiente e sustentabilidade**. Porto Alegre: Bookman, 2012.

- POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. (Orgs.). **Reservatórios que abastecem São Paulo: problemas e perspectivas**. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2020. 136 p.
- POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; SILVA-FILHO, C. G. Transporte de nitrogênio, fósforo e seston em três rios pré-amazônicos (Estado do Maranhão, Brasil). **Bioikos**, v. 16, n. 1/2, p. 29-39, 2002.
- POMPÊO, M. *et al.* **Sentinel 2 (A e B): protocolo de instalação e uso para trabalhar imagens na avaliação da qualidade da água de reservatórios**. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2019. 38 p.
- POMPÊO, M. *et al.* Water quality assessment using Sentinel-2 imagery with estimates of chlorophyll a, Secchi disk depth, and Cyanobacteria cell number: the Cantareira System reservoirs (São Paulo, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 34990-35011, 2021.
- RITCHIE, J. C.; ZIMBA, P. V.; EVERITT, J. H. Remote sensing techniques to assess water quality. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 69, n. 6, p. 695-704, 2003.
- RUESCAS, A. B. *et al.* **Sentinel-2 atmospheric correction intercom-parison over two lakes in Spain and Peru-Bolivia**. Roma: CLEO/ESA-ESRIN, 2016.
- SÃO PAULO. ASSEMBLEIA LEGISLATIVA. CPI: barragem de Salto Grande, Comissão Parlamentar de inquérito - ato 29/2019 (Relatório final). **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, v. 129, n. 227, p. 2, 2019.
- SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. Aplicação do método da carga máxima total diária (CMTD) para a amônia no Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia - SP. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 2, p. 160-168, 2007.
- SØNDERGAARD, M. *et al.* Using chlorophyll a and cyanobacteria in the ecological classification of lakes. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1403-1412, 2011.
- SÒRIA-PERPINYÀ, X. *et al.* Influence of chlorophyll a quantification method in ecological quality indices. **Inland Waters**, v. 9, n. 1, p. 104-112, 2019b.
- SÒRIA-PERPINYÀ, X. *et al.* Monitoring the ecological state of a hypertrophic lake (Albufera of València, Spain) using multitemporal Sentinel-2 images. **Limnetica**, v. 38, n. 1, p. 457-469. 2019a.
- SÒRIA-PERPINYÀ, X. *et al.* Monitoring water transparency of a hypertrophic lake (the Albufera of València) using multitemporal Sentinel-2 satellite images. **Limnetica**, v. 39, n. 1, p. 373-386, 2020.
- SÒRIA-PERPINYÀ, X. *et al.* Validación de algoritmos para la estimación de la clorofila a con Sentinel-2 en la Albufera de València. In: CONGRESO DE LA ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE TELEDETECCIÓN, 17., 2017, . **Proceedings** [...]. Murcia: Asociación Española de Teledetección, 2017.
- SÒRIA-PERPINYÀ, X. *et al.* Validation of water quality monitoring algorithms for Sentinel-2 and Sentinel-3 in Mediterranean inland waters with in situ reflectance data. **Water**, v. 13, n. 5, 686, 2021.
- TORREMORELL, A. *et al.* Present and future threats for the ecological quality management of South American freshwater ecosystems. **Inland Waters**, v. 11, n. 2, p. 125-140, 2021.
- TUNDISI, J. G. **Represa de Salto Grande (Americana/SP) - avaliação do estado trófico e nível de contaminação: perspectivas para a recuperação**. São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental, 2015. 8 p.
- TUNDISI, J. G. *et al.* **Estudos ecológicos no reservatório do Broa**. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 1972. 2 v.
- VISO-VÁZQUEZ, M. *et al.* Remote detection of cyanobacterial blooms and chlorophyll-a: analysis in a eutrophic reservoir using Sentinel-2. **Sustainability**, v. 13, n. 15, p. 8570, 2021.

WATANABE, F. *et al.* Remote sensing of the chlorophyll-a based on OLI/Landsat-8 and MSI/Sentinel-2A (Barra Bonita reservoir, Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 2 suppl. 1, p. 1987-2000, 2018.

CAPÍTULO 7

CHLOROPHYLL A, SECCHI DISK DEPTH AND CYANOBACTERIA CELL NUMBER ESTIMATED FOR SENTINEL 2 IMAGES AND WATER QUALITY ASSESSMENT OF THE ITUPARARANGA RESERVOIR (SÃO PAULO STATE, BRAZIL)

Marcelo Pompeo^{1*}
Xavier Sòria-Perpinyà²
Viviane Moschini-Carlos³
Daniele Frascareli³
Darllene Silveira Melo³
Leila dos Santos Machado³
André Henrique Rosa³
Kurt Friese⁴
Eduardo Vicente⁵
Jesus Delegido²

1 - University of São Paulo, Department of Ecology, Brazil

2 - University of Valencia, Paterna campus, Image Processing Laboratory, Spain

3 - University of São Paulo State (UNESP), Sorocaba campus, Brazil

4 - Department of Lake Research, UFZ - Helmholtz Centre for Environmental Research, Magdeburg, Germany,

5 - University of Valencia, Burjasot campus, Department of Microbiology and Ecology, Spain

*Autor correspondente: mpompeo@ib.usp.br

ABSTRACT

This work describes the evaluation of water quality based on chlorophyll *a* concentration (Chl_a), light penetration depth measured by the Secchi disk (SD), and indirect estimation of Cyanobacteria cell numbers (Cyano). A case study was performed for the Itupararanga reservoir (São Paulo State, Brazil), which is used as a public water supply to 1 million inhabitants. The research employed *in situ* databases and Sentinel-2 (S2) images, for the period from 2015 to 2018. The images were processed with SNAP software, using Case 2 Regional Coast Color atmospheric correction (C2RCC-C2X and C2RCC-Nets models), as well as application of the native products of SNAP (conc_chl and kd_z90max). C2RCC-C2X was not robust for estimating Chl_a and SD from the S2 images, but C2RCC-Nets demonstrated robustness in the estimates of Chl_a (RMSE = 4.0 mg/m³; NRMSE = 16.7%) and SD (RMSE = 0.78 m; NRMSE = 19.1%). Despite the good fit of the allometric relationship relating the Chl_a and Cyano field data, it did not allow validation of the Cyano estimates using the conc_chl native S2 product. The results revealed marked horizontal spatial heterogeneity in this reservoir, with the dam zone being less eutrophic, compared to the upper part closer to the entrance of the main river. The findings were also indicative of high trophic levels in the past ten years. From 2015 to 2018, the reservoir was eutrophic, with a predominance of Cyanobacteria and high Chl_a. According to Brazilian guidelines, given the worsening of water quality in the last ten years (from ultraoligotrophic/oligotrophic to eutrophic/supereutrophic), the Itupararanga reservoir should be monitored on a weekly basis, including evaluation of the presence of cyanotoxins.

INTRODUCTION

Degradation of water quality in Brazil has historically been a serious issue, with eutrophication especially linked to discharges of untreated domestic sewage (JUNIOR, 1967; KAWAI; BRANCO, 1969), and these problems continue to affect water bodies (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2012, 2020; TORREMORELL *et al.*, 2021). Various indices are used to monitor changes in trophic levels and water quality. The trophic state index (TSI) classifies water bodies using different degrees of trophic, considering enrichment by nutrients and its reflection in phytoplanktonic biomass (LAMPARELLI, 2004; CETESB, 2020a, 2020b). The TSI is an important reference used in the monitoring of Brazilian water bodies, involving the development of specific indexes for rivers and reservoirs (LAMPARELLI, 2004; CETESB, 2020a), based on the chlorophyll *a* concentration. Estimates of chlorophyll *a* concentration, including by means of remote sensing, enables the assessment of spatial and temporal variations of water quality (SHEELA *et al.*, 2011; NOVO *et al.*, 2013). The excess of nutrients can cause blooms of potentially toxic Cyanobacteria, leading to reduced water quality and risks to the environment and to human and animal health (MANCINI *et al.*, 2010; SÁ *et al.*, 2010; FONSECA *et al.*, 2015; MACHADO *et al.*, 2016; REGO; RANGEL JUNIOR; COSTA, 2020; CHORUS; WELKER, 2021). Hence, among the numerous problems that result from eutrophication processes in aquatic ecosystems (AZEVEDO NETTO, 1988), which tend to be more pronounced in tropical and subtropical environments (TORREMORELL *et al.*, 2021), it is necessary to monitor Cyanobacteria cell number (VASCONCELOS, 2015; CHORUS; WELKER, 2021).

Studies using remote sensing to monitor continental aquatic ecosystems can be performed qualitatively or quantitatively, mainly aiming to elucidate the trophic state of the water, as well as physical processes, chemicals, and bio-optical features in the aquatic environment (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019). When the objective is to evaluate the water quality of reservoirs using satellite images, estimates may be made for parameters such as the concentrations of chlorophyll *a* and suspended material, turbidity, and light penetration depth (RITCHIE; ZIMBA; EVERITT, 2003; GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016; ERASO; GALO, 2017; RODRIGUES *et al.*, 2017; DEUTSCH; ALAMEDDINE; EL-FADEL, 2018; DELEGIDO *et al.*, 2019; RADIN; SÒRIA-PERPINYÀ; DELEGIDO, 2020; POMPÊO *et al.*, 2021; VISO-VÁZQUEZ *et al.*, 2021). The use of remote sensing can assist in the planning of a monitoring program, identifying periods of Cyanobacteria blooms or locating biomass accumulation sites (WELKER *et al.*, 2021). According to the authors mentioned above, remote sensing helps in the validation of monitoring points, providing adequate representation of the water body, in addition to serving as a basis for studies on different temporal scales.

The European Space Agency (ESA), as part of the Copernicus Program of the European Union, placed several Earth observations satellites into orbit. These include the satellites of the Sentinel 2 (S2) mission, with useful band configurations and spatial resolution for studies of inland water bodies (ESA, 2021; PIRASTEH *et al.*, 2020; SÒRIA-PERPINYÀ *et al.*, 2021; VISO-VÁZQUEZ *et al.*, 2021).

Due to the low reflectivity of water, precise atmospheric correction must be carried out in water quality studies performed with remote sensing (BROCKMANN *et al.*, 2016). Among the various corrections developed (MAHINY; TURNER, 2007; CUI *et al.*, 2014; ANSPER; ALIKAS, 2019; BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019), there is the Case 2 Regional Coast Color (C2RCC) processor (DOERFFER; SCHILLER 2007). The C2RCC uses a large simulations database of the signal from water and TOA (Top of Atmosphere) reflectance, employing the HydroLight numerical model (MOBLEY, 1999). This model calculates the radiance distributions and elements related to the water body, computes the radiance emerging from the water column and the remote sensing reflectance, and is included in the free software SNAP (Sentinel Application Platform), developed by ESA. Among the different methods developed, C2RCC-Nets was adapted to S2 and is used for Case-1 waters with low turbidity, such as marine waters, while the C2X (Case-2 Extreme) process is used for Case-2 waters that are darker or turbid. When applying these processes, the SNAP products are obtained for different constituents, such as the estimated chlorophyll *a* concentration (conc_chl, in µg/L). Another product, kd_z90max, represents the depth at which there is 90% extinction of surface light.

The main objective of this work was to evaluate water quality using a database of *in situ* measurements, together with S2 satellite images, in a case study of the Itupararanga reservoir (São Paulo State, Brazil). It was expected to be able to validate native SNAP products as a viable and rapid way to assess the quality of inland waters, using the chlorophyll *a* concentration, the Secchi disk depth, and indirect estimates of Cyanobacteria cell number.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The Alto Sorocaba basin is one of the six sub-basins of the Sorocaba and middle Tietê river basin, covering an area of 929 km² in the southeastern part of São Paulo State (Brazil), formed by the Una, Sorocabuçu, and Sorocamirim rivers. Together, these rivers form the Sorocaba River, considered the largest tributary of the Tietê River on its left margin (SMITH; PETRERE, 2008). In this hydrographic basin, the Itupararanga reservoir is located in the upper course of the river (Fig. 7.1).

The Itupararanga reservoir was built for multiple management purposes. For the period from 2005 to 2018, it provided a public water supply of about 2.15 m³/s, for around 1 million people, together with about 11 m³/s for hydroelectric power generation. The hydraulic retention time of the reservoir is approximately 245 days and the average water height near the dam was 20.6 m, between 2009 and 2018 (CUNHA; CALIJURI, 2011; PEDRAZZI *et al.*, 2013; BARBOSA *et al.*, 2021).

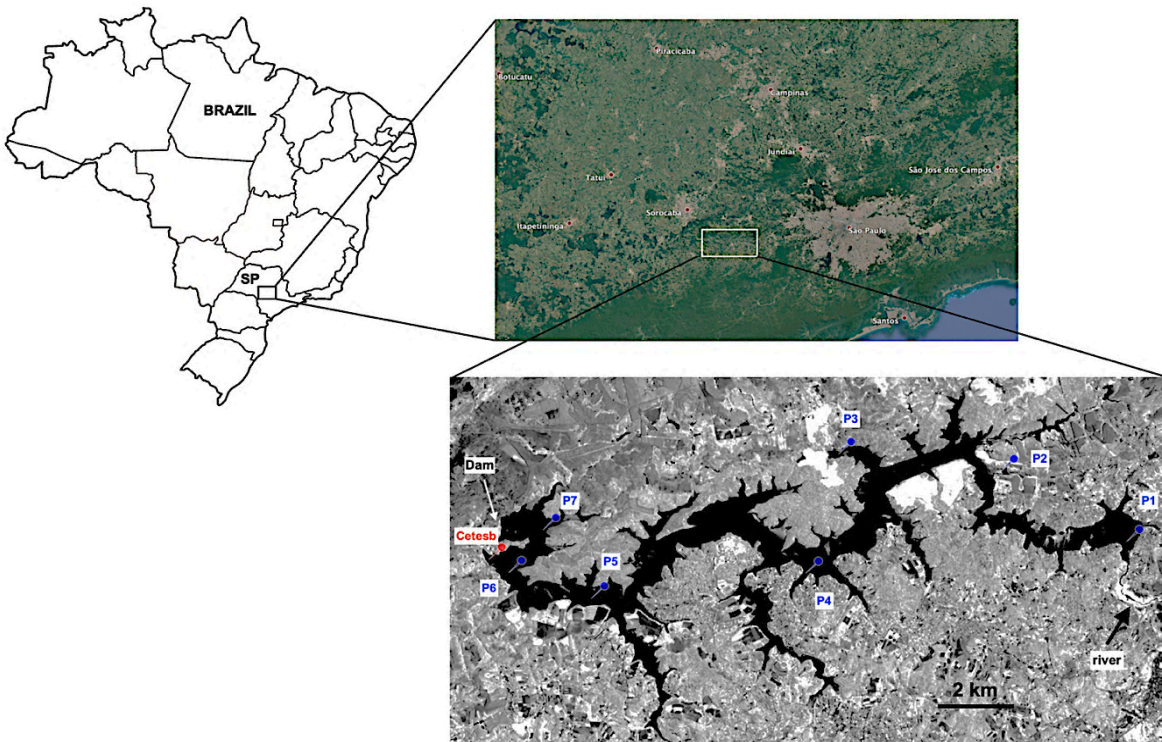


Figure 7.1: Location of the Itupararanga reservoir (São Paulo State, Brazil), showing the CETESB sampling station (red) and the seven sampling stations used by Melo *et al.* (2019) (blue).

The Alto Sorocaba basin has a Cwb climate (Köppen classification), corresponding to hot and humid, with a dry winter (SARDINHA; BONOTTO; CONCEIÇÃO, 2010). The average annual temperature is 20 °C and in the dry season, evaporation is greater than precipitation. The average annual precipitation between the years 1960 and 2004 was 1492.7 mm, with January considered the wettest month (average of 248.1 mm) and August the driest month (average of 42.8 mm). According to a database acquired over 30 years (Fig. 7.2a), the months from March to August are those with the lowest rainfall and temperatures. However, this pattern was not observed for the year 2019 (Fig. 7.2b). In the first months of that year, it rained less than the historical averages. In addition, August, September, and October were the least rainy months. The year 2019 was also drier than the historical average, with total rainfall of 1050.9 mm. Regarding the affluent flows in the reservoir, the months with the highest and lowest average flows were February (21.7 m³/s) and August (6.9 m³/s), respectively (CBA, 2006 *apud* PEDRAZZI *et al.*, 2014).

The Itupararanga reservoir is located in an area where the native vegetation is predominantly Atlantic Forest, mainly now consisting of important riparian forest remnants. In areas close to the reservoir, disordered occupations have occurred, leading to the replacement of native vegetation by crops, pastures, condominiums, farms, and holiday homes, which have contributed to the entry of nutrients and toxic substances into the water bodies, affecting water quality (TANIWAKI *et al.*, 2013; FRASCARELI, 2021). Frascareli *et al.* (2015) found a strong association between the land uses around the reservoir and the impacts on water quality, with agriculture being the main source of nitrogen released into the environment, as well as contributing to the loads of phosphorus in the rivers. It was observed that there was a predominance of forest remnants (77%) at the entrance to the reservoir, but with a tendency to decrease towards the dam (47.2%). In this stretch, there was a greater intensity of human activities such as crop production (16%), pasture (30%), and urban development (6%).

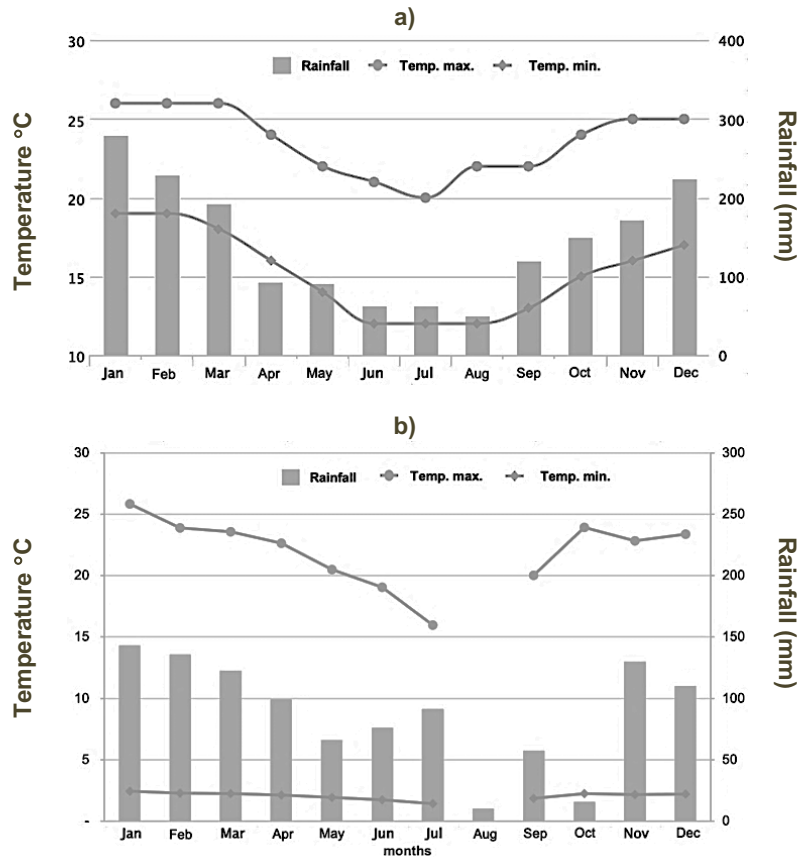


Figure 7.2: a) Average rainfall and maximum (max.) and minimum (min.) temperature (Temp.) for the 30-year dataset. (b) Total monthly precipitation and monthly average of maximum and minimum daily temperatures for the year 2019.

Sources: (a) Modified from <https://www.climatempo.com.br/climatologia/453/ibiuna-sp>; (b) SNIRH (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos) and INMET (Instituto Nacional de Meteorologia).

Barbosa *et al.* (2021) developed a climate model to assess the water level and changes in water temperature in the Itupararanga reservoir, with predictions for the period 2028–2030. The authors suggested that falling water levels in the reservoir might threaten its multiple uses, in particular water supply and energy generation, with potential threats to water quality and aquatic biota.

Field data

One of the first stages of this work was to obtain environmental information on the water quality of the Itupararanga reservoir, from the database of CETESB (Environmental Company of the State of São Paulo), for the years from 2015 to 2018 (CETESB, 2021). CETESB is the state government agency legally responsible for the control, inspection, monitoring, and licensing of activities that generate pollution, with the fundamental concern of preserving

and restoring the quality of water, air, and soil. Since 1974, it has operated a monitoring network with sampling points distributed throughout São Paulo State (CETESB, 2020b), and publishes an annual report on the quality of inland waters, providing a legal framework for public monitoring.

At this reservoir, between 2015 and 2018, Cetesb (2021) carried out routine monitoring every two months, employing a single sampling station located in front of Pirituba beach (Fig. 7.1). However, for the concentration of chlorophyll *a* (Chla) and for Cyanobacteria density (Cyano), the database only included information for January, May, July, and November. The information from this database, used in the present work, included the following parameters: dissolved oxygen (DO), electrical conductivity (EC), turbidity (Tur), and pH (obtained using a multi-parameter probe), the calculated dissolved oxygen percentage (DO%), total phosphorus (TP), total solids (TS), Chla concentration, and Cyanobacteria density (CETESB, 2012).

Due to the restricted database obtained from Cetesb (2021), it was necessary to complement it, for use in the remote sensing method. Therefore, data for Chla and Secchi disk depth (SD) were obtained from Melo *et al.* (2019). These authors studied the Itupararanga reservoir using seven sampling stations (Fig. 7.1, Table 7.1) distributed along the reservoir, from the upper part towards the dam area, on the dates of December 6th 2016, March 3rd 2018, and June 11th 2018. In addition, for December 6th 2016, Cyano data were used for algorithm validation (MACHADO *et al.*, 2021), were collected at the same sampling stations used by Melo *et al.* (2019), fixed with acetic lugol, and the numbers of Cyano cells were counted in sedimentation chambers, using an inverted Axiovert 40C microscope (UTERMÖHL, 1958).

Table 7.1: Coordinates of the sampling stations used by Cetesb (2021) and Melo *et al.* (2019), at the Itupararanga reservoir

Database	Station	Coordinates - Datum WGS86	
CETESB	CETESB	47° 21' 46" W	23° 37' 58" S
Melo <i>et al.</i> (2019)	P1	47° 13' 52" W	23° 37' 15" S
	P2	47° 15' 52" W	23° 36' 09" S
	P3	47° 18' 30" W	23° 35' 51" S
	P4	47° 19' 03" W	23° 37' 40" S
	P5	47° 22' 31" W	23° 38' 01" S
	P6	47° 23' 51" W	23° 37' 35" S
	P7	47° 23' 17" W	23° 36' 56" S

Image processing

S2 satellite images were used for the estimates of Chla and SD. There are two S2 mission satellites in polar orbit, synchronous to the sun, with 180° phases between them. S2A has been in operation since June 2015 and S2B since March 2017. The S2 satellites provide 13 spectral bands, with four bands at 10 m, six bands at 20 m and three bands at 60 m (ESA, 2021). The purpose of these satellites is to support the monitoring of surface changes of the Earth, providing wide bandwidth (443-2190 nm) and a revisit time of 5 days with 2 satellites. The S2 satellites have been used to estimate Chla and SD, and to track the spatial and temporal dynamics in lakes and reservoirs (ANSFER; ALIKAS, 2019; DELEGIDO *et al.*, 2019; PEREIRA-SANDOVAL *et al.*, 2019; PIRASTEH *et al.*, 2020; POMPÊO *et al.*, 2021; SÒRIA-PERPINYÀ *et al.*, 2020; 2021; VISO-VÁZQUEZ *et al.*, 2021).

The images used in this work were extracted from the United States Geological Survey (USGS) database, using Global Visualization Viewer (<https://glovis.usgs.gov/app?fullscreen=0>). The images were downloaded with up to five days difference between the date of sampling and the date of passage of the satellites. Table 7.2 shows the dates of the samplings performed by CETESB (2021) and by Melo *et al.* (2019), the dates and references of the S2 images, and the differences (in days) between the sampling date and the satellite pass. The C2RCC-Nets and C2RCC-C2X atmospheric corrections (BROCKMANN *et al.*, 2016) were applied to the downloaded and unzipped images. A 20 m re-sampling was then applied to the products conc_chl (in µg/L) and kd_z90max (in m), after which the scene was cut out, retaining only the reservoir of interest (DELEGIDO *et al.*, 2019; PEREIRA-SANDOVAL *et al.*, 2019; POMPÊO *et al.*, 2021), with posterior application of a re-projection.

In order to relate the SD measured in the field (SD_{field}) to the values estimated by kd_{z90max}, Pompêo *et al.* (2021) validated a correction factor. A clear relationship was observed between the representative depths at 90% of the superficial light extinction (90%_{field}), measured with a radiometer in the field, and the values of SD_{field} (SD = 0.7 * kd_{z90max}, R² = 0.81, p <0.001). Hence, it was possible to estimate SD from the S2 images, using the

correction equation. In addition, with the aim of getting closer to the real conditions of the Itapararanga reservoir, new relationships were tested, only retaining electrical conductivity data of up to 100 µs/cm and SD values between 0.5 and 6 m. Conc_chl was used directly, as the Chla estimated using the atmospheric correction.

In order to validate the estimates of obtained using the atmospheric correction, the Chla values obtained by Cetesb (2021) and by Melo *et al.* (2019) were linearly related to the Chla values estimated from the S2 images (conc_chl). For kd_zmax90, the correction equation was firstly applied, according to Pompêo *et al.* (2021), and was subsequently validated, relating the estimated SD values to the SD data obtained in the field (MELO *et al.*, 2019).

Table 7.2: Dates of the sampling performed by CETESB and Melo *et al.* (2019), and dates and references for the Sentinel 2 satellite images, together with the difference (in days) between the date of sampling and the passage of the satellite. Also presented are the image data references for the year 2019

Sampling dates		Satellite date	Time delay (days)	Image references
CETESB	Mello <i>et al.</i> (2019)			
	12/06/16	12/06/16	0	S2A_MSIL1C_20161206T132232_N0204_R038_T23KKP
	03/05/18	03/06/18	1	S2B_MSIL1C_20180306T132229_N0206_R038_T22KHU
	11/03/18	11/03/18	3	S2A_MSIL1C_20181103T131241_N0206_R138_T23KKP
11/24/16	11/06/18	11/28/16	4	S2A_OPER_PRD_MSIL1C_PDMC_20161128T210801_R038
07/13/17		07/14/17	1	S2A_MSIL1C_20170714T132231_N0205_R038_T23KKP
07/31/18		07/29/18	2	S2A_MSIL1C_20180729T132231_N0206_R038_T23KKP
01/08/19		01/07/19	1	S2B_MSIL1C_20190107T131239_N0207_R138_T23KKP
05/21/19		05/22/19	1	S2A_MSIL1C_20190522T131251_N0207_R138_T22KHU
07/16/19		07/14/19	2	S2A_MSIL1C_20190714T132241_N0208_R038_T22KHU
11/05/19		11/01/19	4	S2B_MSIL1C_20191103T131249_N0208_R138_T23KKP
		01/07/19		S2B_MSIL1C_20190107T131239_N0207_R138_T22KHU
		02/24/2019		S2A_MSIL1C_20190224T132231_N0207_R038_T23KKP
		04/27/2019		S2B_MSIL1C_20190427T131249_N0207_R138_T23KKP
		05/22/2019		S2A_MSIL1C_20190522T131251_N0207_R138_T22KHU
		06/06/2019		S2B_MSIL1C_20190606T131249_N0207_R138_T23KKP
		07/09/2019		S2B_MSIL1C_20190709T132239_N0208_R038_T23KKP
		08/08/2019		S2B_MSIL1C_20190808T132239_N0208_R038_T22KHU
		09/12/2019		S2A_MSIL1C_20190912T132231_N0208_R038_T22KHU
		10/04/2019		S2B_MSIL1C_20191004T131249_N0208_R138_T22KHU
		11/03/2019		S2B_MSIL1C_20191103T131249_N0208_R138_T22KHU
		12/08/2019		S2A_MSIL1C_20191208T131241_N0208_R138_T23KKP

In addition, for Chla and SD validation, calculations were made of R², RMSE (root mean square error, Eq. 1), and NRMSE(%) (normalized root mean square error, Eq. 2) (POMPÊO *et al.*, 2021):

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (f_i - o_i)^2} \tag{1}$$

$$NRMSE(\%) = (RMSE * MaxVal)/100 \tag{2}$$

where, *n* is the number of samples, *f_i* are the predicted values, *o_i* are the observed values, and MaxVal is the maximum value observed in the field.

The reflectance data were extracted from a 3x3 pixel window, representing an average of 9 pixels, where the central point was the coordinates of the sampling point (DELEGIDO *et al.*, 2019; PEREIRA-SANDOVAL *et al.*, 2019; POMPÊO *et al.*, 2021).

A data analysis was also performed with the raw information from Cetesb (2021) for the years 2015 to 2018. The trophic state index (TSI) calculations and the corresponding trophy categories for Chla and SD, according to CETESB (2020b), were performed as described by Lamparelli (2004).

The statistical analyses employed Past v. 2.17 software (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001). For principal component analysis (PCA), the data were previously transformed using the ratio Grv-Miv/Mav-Miv, where Grv is the gross value, Miv is the minimum value, and Mav is the maximum value. For PCA, row-color/symbol and filled region were also used, according to year and months of the year.

RESULTS AND DISCUSSION

Field data analysis

Table 7.3 shows the data collected by Cetesb (2021), for the surface water at a single sampling station in the Itupararanga reservoir. It should be noted that there was no information for SD in the data obtained from Cetesb (2021). Notable features in Table 3 are the high average values for Chla and Cyano, as well as the lowest Cyano value of 38,270 cells/mL, during the four years of monitoring. For OD, seven dates were observed with percentage values of 100% or above, probably reflecting the photosynthetic activity of phytoplankton (WETZEL; LIKENS, 1990; WETZEL, 2001).

Considering the annual mean values (Fig. 7.3), the application of one-way ANOVA revealed no statistically significant differences for all the environmental parameters provided by Cetesb (2021) for the years 2015 to 2018. This was suggestive of a certain stability of the environmental conditions, with the reservoir normally presenting high values for Chla and Cyano. The high Chla concentrations in 2015 led to the reservoir worryingly being classified as supereutrophic, rather than eutrophic as in the previous years. The highest Cyano densities occurred in 2018. For the PCA (Fig. 7.4a) with the correlation matrix and disregarding groups, axis 1 explained 37.4% of the variance, while axis 2 explained 23.9%, suggesting that the year 2015 presented greater temporal heterogeneity of the water quality, while a more homogeneous condition was observed in 2016. The year 2018 stood out due to the higher values of electrical conductivity, Cyano, pH, and DO, together with lower concentrations of total phosphorus. For another PCA (Fig. 7.4b) performed with the correlation matrix and between-groups evaluation, axis 1 explained 71.15% of the variance, while axis 2 explained 17.70%. Two groups of months could be seen, with the first group (May and July) presenting higher TP and Chla concentrations, while the second group (January and November) was more positively associated with TS, Tur, pH, EC, and Cyano, probably associated with the amount of rainfall; historically, May and July have lower rainfall, while January and November are months of higher rainfall.

Table 7.3: Amplitude variation of the data provided by Cetesb (2021) for the Itupararanga reservoir, together with the average, standard deviation (σ), coefficient of variation (CV), and number of samples (n) analyzed in the field, during the period from 2015 to 2018. The parameters determined were electrical conductivity (EC), turbidity (Tur), dissolved oxygen (DO), percentage DO (DO%), total phosphorus (TP), pH, total solids (TS), chlorophyll a concentration (Chla), and Cyanobacteria cell number (Cyano)

	Environmental variables								
	EC $\mu\text{S/cm}$	Tur NTU	DO mg/L	DO %	TP mg/L	pH	TS mg/L	Chla $\mu\text{g/L}$	Cyano cells/mL
average	78.61	4.91	8.05	89.5	0.03	7.69	75.19	24.77	90,326
maximum	92.6	8.9	9.7	115	0.06	8.8	146	53.19	186,455
minimum	67.4	3.1	5.2	63	0.005	6.9	25	10.31	38,270
σ	7.77	1.64	1.07	13.92	0.02	0.6	32.84	13.2	39,214
CV	9.89	33.46	13.31	15.55	63.83	8.74	43.67	53.35	43.41
n	16	16	16	16	16	16	16	16	16

The results obtained using the field data of Cetesb (2021) also revealed classical relationships (WETZEL; LIKENS, 1990; WETZEL, 2001). The increase of Chla (Fig. 7.5.) was associated with increases of Cyano, Tur, TS, and pH. Similar relationships and predominance of Cyanobacteria were observed previously for six other Brazilian reservoirs, using the CETESB database (POMPÊO *et al.*, 2021).

The Itupararanga reservoir was classified as supereutrophic in the portion closest to the dam, while in the upper part, close to the main river entrance, it was hypereutrophic (TANIWAKI, 2012). Cunha *et al.* (2017) reported that Chla in this reservoir ranged from 1.8 $\mu\text{g/L}$ (oligotrophic) to 31.8 $\mu\text{g/L}$ (supereutrophic). Pedrazzi *et al.* (2014) concluded that the region upstream of the Itupararanga dam was affected by land use and occupation in the basin, with high values for inorganic nutrients being due to contamination by domestic effluents. Using spatial analysis, Pedrazzi *et al.* (2013) observed that in the dry period, the same trophic level (considering total phosphorus and Chla, according to Carlson) extended to most of the reservoir. Cetesb (2003) reported Chla values from 2.53 $\mu\text{g/L}$ (oligotrophic) to 25.83 $\mu\text{g/L}$ (eutrophic) in the Itupararanga reservoir. Much lower Chla values were reported in 2000, ranging from 0.80 $\mu\text{g/L}$ (ultraoligotrophic) to 18.58 $\mu\text{g/L}$ (eutrophic) (CETESB, 2001). Based on this literature information and the data collected by Cetesb (2021), it was evident that a rapid increase of Chla occurred from 2002 onwards, reflecting an increase in the trophic level, changing from ultraoligotrophic to mesotrophic, and more recently to eutrophic/supereutrophic, with the changes being most intense in the part farthest from the dam.

Dominance of Cyanobacteria in the Itupararanga reservoir has been observed (BEGHELLI *et al.*, 2016; CUNHA; CALIJURI; 2011), probably related to the high-water temperatures, particularly in summer, as well as the high concentrations of ammonium and nitrate in the reservoir (CUNHA *et al.*, 2017). Casali *et al.* (2017) reported evidence of correlations between high concentrations of dissolved nutrients and higher densities of *Raphidiopsis raciborskii*, as well as the presence of saxitoxins in the reservoir, as also observed by Machado *et al.* (2021).

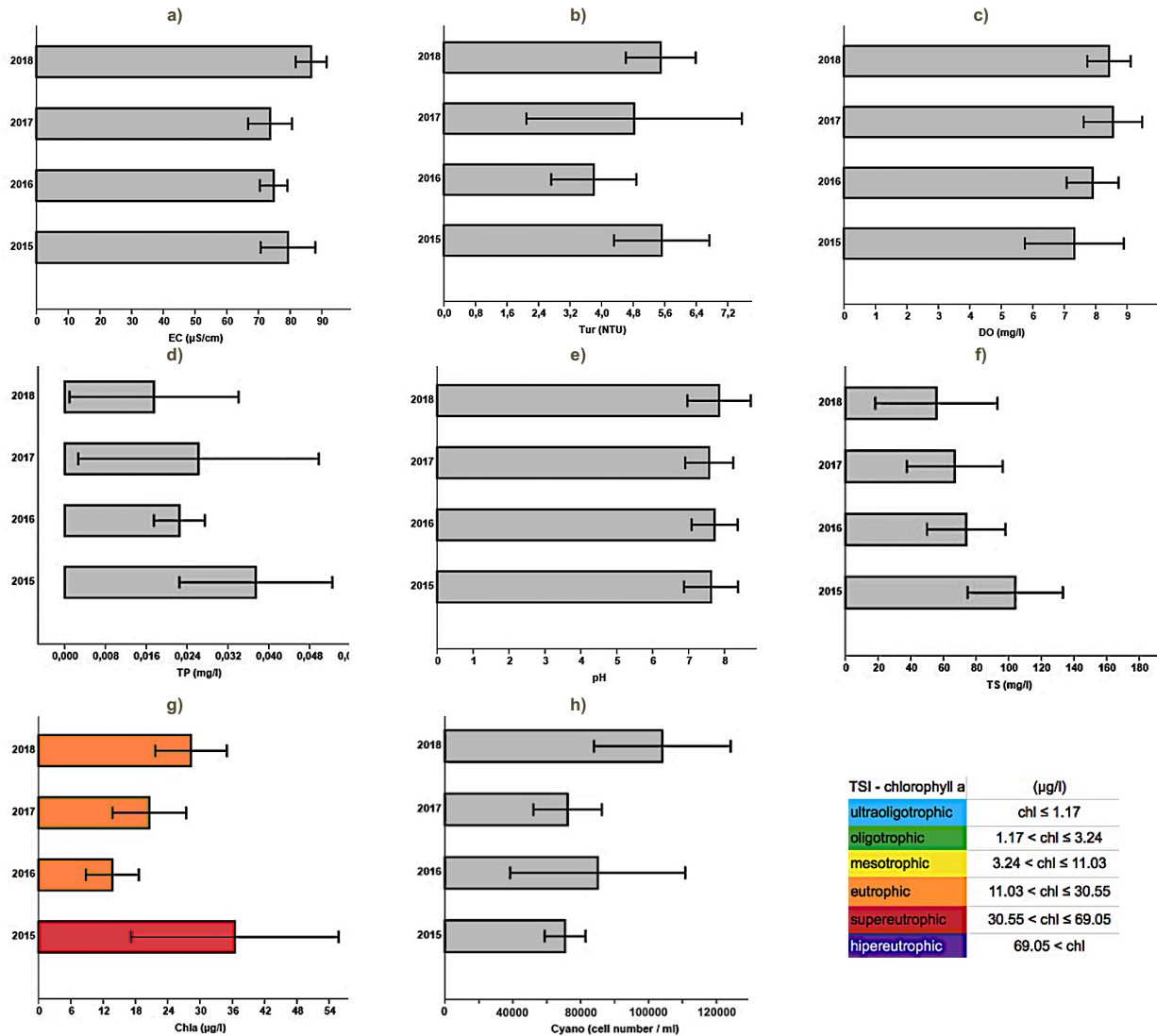


Figure 7.3: Averages and standard errors (bars) for each year studied: EC (a), turbidity (b), DO (c), TP (d), pH (e), TS (f), Chla (g), and Cyano (h). For Chla (g), the colors represent the trophic state index.

Considering the high levels of Chla and the predominance of Cyanobacteria in the Itupararanga reservoir during the period from 2014 to 2019, Cetesb (2020b, 2021) reported that the years 2017 and 2019 showed worsening of the quality of water used for public supply purposes, according to the index of raw water quality (IRWQ). For 2019, the IRWQ was influenced by Cyano (CETESB, 2020b), with values above 100,000 cells/mL, as observed on average for the year 2018 (Fig. 7.3).

In a recent update of Brazilian legal requirements, GM/MS Ordinance number 888 (BRAZIL, 2021) defines procedures for controlling and monitoring the quality of water used for human consumption, considering potability and the condition of the raw water. In accordance with this regulation, based on the data reported by Cetesb (2021), weekly monitoring of the Itapararanga water quality is mandatory, given the high values for Chla and Cyano. Due to these high values, the regulation also requires the analysis of cyanotoxins, especially microcystins, saxitoxins, and cylindrospermopsin. In the Cetesb (2021) report, only the determination of microcystin is listed, on the same collection dates as the other parameters used in this work, but with a minimum bimonthly periodicity.

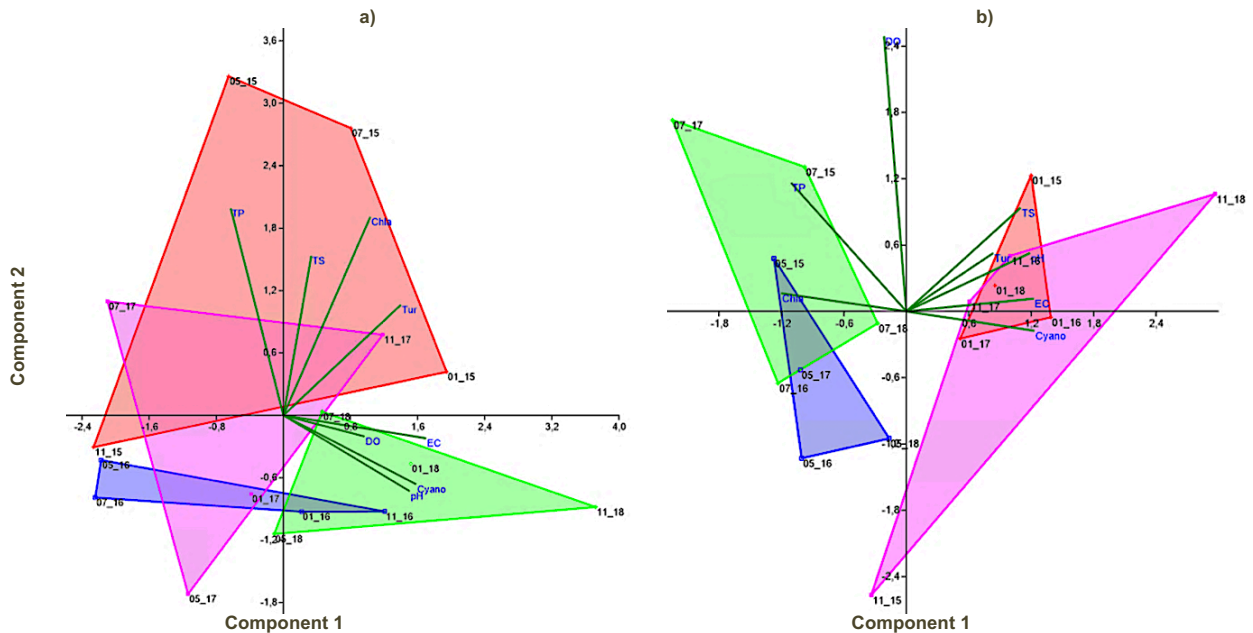


Figure 7.4: Principal component analysis applied to the data for total phosphorus (TP), chlorophyll a (Chla), dissolved oxygen (DO), total solids (TS), pH, turbidity, electrical conductivity (EC), and Cyanobacteria cell number (Cyano), for the years 2015 to 2018. The data used were according to (a) year and (b) month of the year.

Image processing

In this work, the use of C2RCC-C2X did not provide robust estimates of Chla and SD, with RMSE of 5.68 $\mu\text{g/L}$ and 1.85 m, respectively, and NRMSE of 41.6% and 45.5%, respectively. The Chla and SD field data for each date and sampling station were compared with the values for the SNAP automatic products (conc_chl and kd_z90max), which represented the average of nine pixels, with the sampling site as the central point. Greater robustness of the SD and Chla estimates was obtained in the validation for C2RCC-Nets, shown in Fig. 7.6 (where the red line indicates the theoretical 1:1 relation). In a study of six reservoirs, using the same SNAP native algorithms, Pompêo *et al.* (2021) observed that use of both C2RCC-Nets and C2RCC-C2X provided robust estimates of Chla and SD. However, the best data fits were obtained using C2RCC-Nets for SD and C2RCC-C2X for Chla, with RMSE of 0.39 m and NRMSE of 13% for SD, and RMSE of 2.26 $\mu\text{g/L}$ and NRMSE of 14% for Chla. As mentioned above, the data used for validation of the SNAP automatic product values (conc_chl and kd_z90max) were obtained from Melo *et al.* (2019), with ranges from 1.68 to 4.08 m (SD) and from 5.35 to 21.28 $\mu\text{g/L}$ (Chla). This Chla range was similar to the class 1 range (2.89–22.83 $\mu\text{g/L}$) reported by Cairo *et al.* (2020), who obtained RMSE of 5.34 $\mu\text{g/L}$ and NRMSE of 26.78% for the Ibitinga reservoir in São Paulo State.

Fig. 7.7 shows the maps for Chla estimated using the automatic product (conc_chl), while Fig. 7.8 shows the maps for SD and the corresponding TSI for the Itapararanga reservoir, obtained from the S2 images for the year 2019. Table 7.2 provides the references for the year 2019 images (for March of that year, there were no images suitable for use). In May, October, and November, it was not possible to characterize the dam area. The 2019 images were subjected to the same procedures used for validation of the algorithms, with C2RCC-Nets atmospheric correction and

re-projection. For Chla, the maps suggested that for 2019, the reservoir presented minimal mesotrophic conditions during almost the entire year, with exceptions for the months of April and December, considered ultraoligotrophic and oligotrophic, respectively, while the classification was eutrophic for February, July, and August. For SD, the maps suggested greater horizontal spatial heterogeneity, with the upper part closer to the main river entrance normally being more eutrophic, in agreement with Melo *et al.* (2019), who found higher concentrations of TP and orthophosphate at the entrance to the main river and in some tributaries. In general, for Chla and SD, the months of June to November were more eutrophic, with no marked horizontal spatial heterogeneity, although the trophic level decreased in the upstream to downstream direction. A possible factor that could explain this pattern observed for 2019 was the lower annual and monthly total rainfall, in addition to the months of August, September, and October being the months with the lowest rainfall in that year, outside the historical pattern (Fig. 7.1).

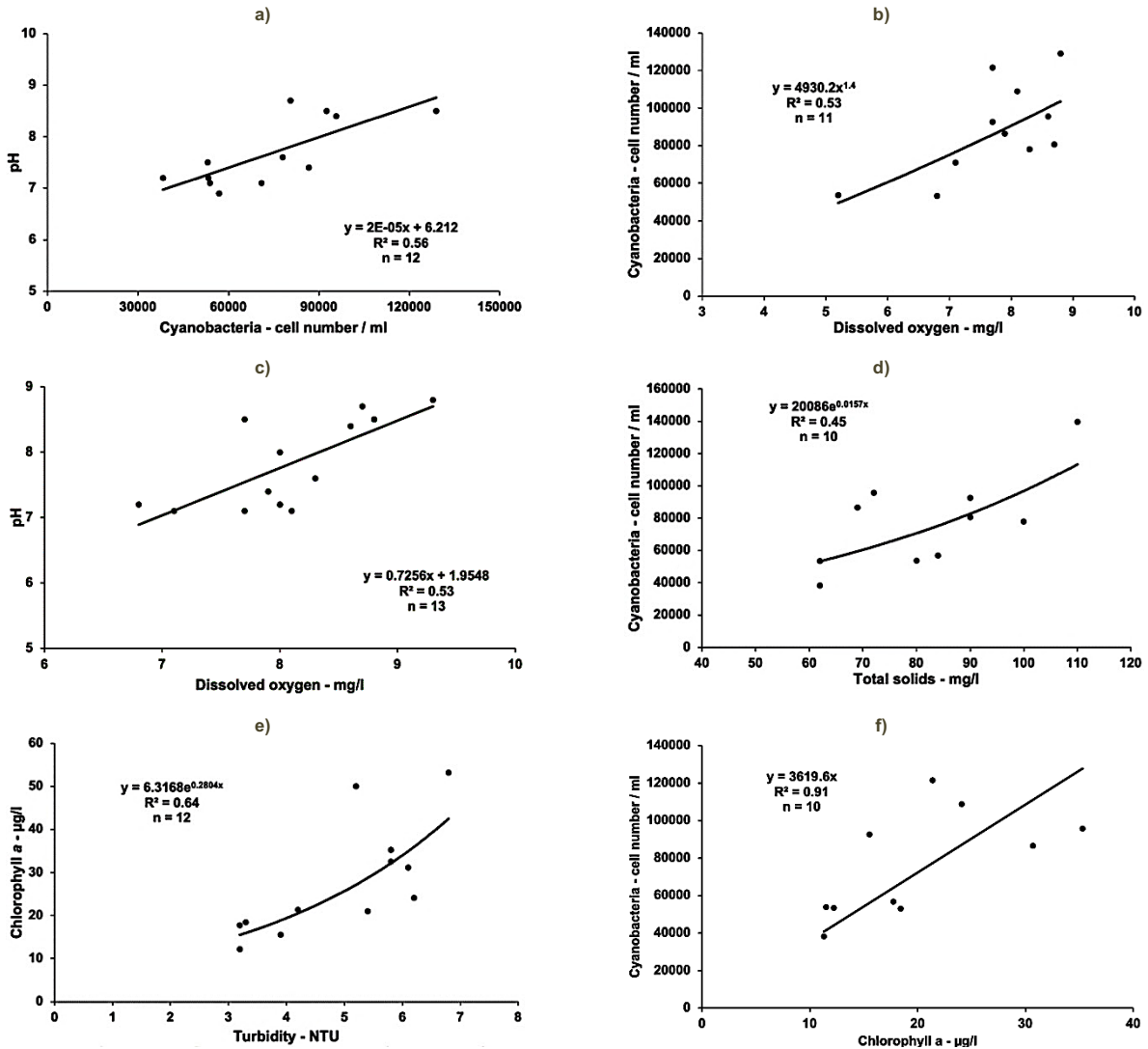


Figure 7.5: Relationships between environmental variables for the years 2015 to 2018, obtained using the CETESB database for the surface water of the Itupararanga reservoir.

Pompêo *et al.* (2021) validated Cyano estimates obtained using S2 images and an allometric relationship between Cyano and Chla. In the present work, using the Itupararanga field data, it was also possible to observe a robust allometric relationship between Cyano and Chla (Fig. 7.5f: $\text{Cyano} = 3619.6 \cdot \text{Chla}$, $R^2 = 0.91$, $n = 10$). Using the

allometric ratio obtained by Pompêo *et al.* (2021), a high NRMSE of around 52% was obtained for the estimated Cyano values. Use of the equation of Fig. 7.5f also did not provide robustness, with an even higher NRMSE of 55.4% (Fig. 7.9a). Due to these poor agreements in the validations, it was decided to test a third allometric relationship between the Cyano and Chla field data (Cyano = $9328.1 * (\text{conc_chl})^{0.698}$), $R^2 = 0.52$, $n = 10$, obtaining a slightly lower NRMSE of 49.0% (Fig. 7.9b), but still not achieving good robustness of the algorithm used in the Cyano estimates. In this research, Cyano was obtained according Machado *et al.* (2021), for the same sampling stations used by MELO *et al.* (2019), with a range from 61,746 to 145,399 cells/mL.

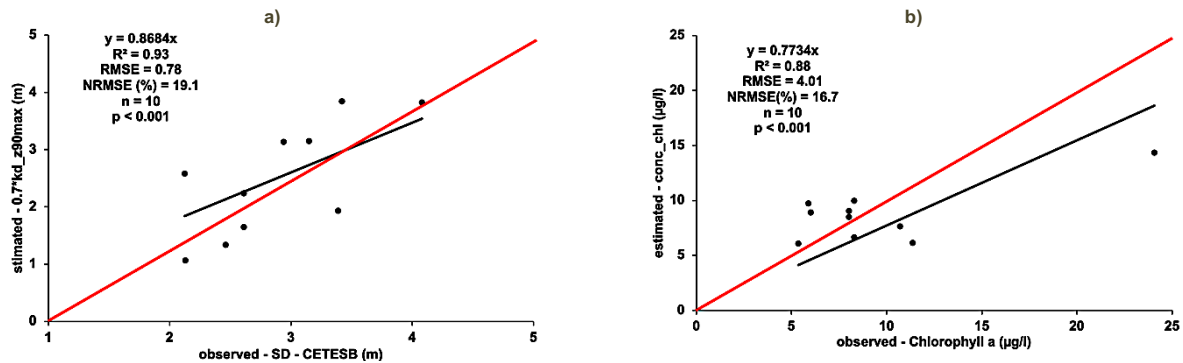


Figure 7.6: Validation of the Secchi disc (a) and chlorophyll a concentration (b) values estimated using the C2RCC-Nets model, by comparison with field measurements.

Despite the classical relationships observed among Chla, Tur, SD, and Cyano (Fig. 7.5), as mentioned above, the agreement between the Cyano field data reported by Cetesb (2021) and the estimated values was not significant for the `conc_chl` product, using the tested allometric relationships. It is likely that other algal groups, as components of the total phytoplankton, were also important contributors in terms of biomass and density (rather than exclusively the Cyanobacteria). In addition, from a temporal perspective, there could be times of the year with greater participation of Cyanobacteria, in terms of density and biomass, while at other times of the year, other algal groups could be more important for explaining the observed density and biomass, as observed by Søndergaard *et al.* (2011).

In order to improve the robustness of this validation of Cyano estimates based on Chla values, it would be more appropriate to expand the field database. Part of this database would be used exclusively to generate the allometric relationship, relating Chla and Cyano determined in the field. The other part of this database would be used only for validation, relating the Cyano values obtained in the field to the Cyano values estimated by means of the allometric relationship using `conc_chl`. In order for the fitted model to be broad in scope, rather than specific only for the Itapararanga reservoir, information from other nearby reservoirs could be used, obtained at different sampling stations and at various times of the year. The Cyanobacteria biovolume data could also be tested, rather than only density, as used in this work and by Pompêo *et al.* (2021). Another option is to determine phycocyanin concentrations in the field (SÒRIA-PERPINYÀ *et al.*, 2021), employing a probe, with these concentrations being related to Cyano or its biovolume, indirectly obtaining estimates of Cyano, in terms of density or biovolume.

In the case of SD, in this work, estimates using the 2019 images were performed by fitting with a model validated by Pompêo *et al.* (2021), converting `kd_z90max` to SD. In the work of Pompêo *et al.* (2021), the data used to generate the conversion algorithm (both direct measurements of SD and light profiles) were obtained from numerous Spanish reservoirs, for the years 2017 to 2019. The data were collected from 32 reservoirs for 2017, from 15 reservoirs for 2018, and from 11 reservoirs for 2019. All the reservoirs were located in the Ebro River basin (Spain) and the sampling period was from June 6 to August 9. Different from most Brazilian water bodies, many of these Spanish reservoirs have high Secchi disc depths, exceeding 15 m, and also have high turbidity and electrical conductivity. In order to better reflect the reality of Brazilian reservoirs, in particular the Itapararanga reservoir, new relationships were tested. From the database used by Pompêo *et al.* (2021), only electrical conductivity values of up to $100 \mu\text{s}/\text{cm}$ and SD values between 0.5 and 6 m were retained. The new algorithms tested in this work, which were more restrictive than the one used by Pompêo *et al.* (2021), did not lead to greater robustness of the SD validations. The advantage of this SD retrieval method is that it only involves simple application of a factor to the `kd_z90max` product.

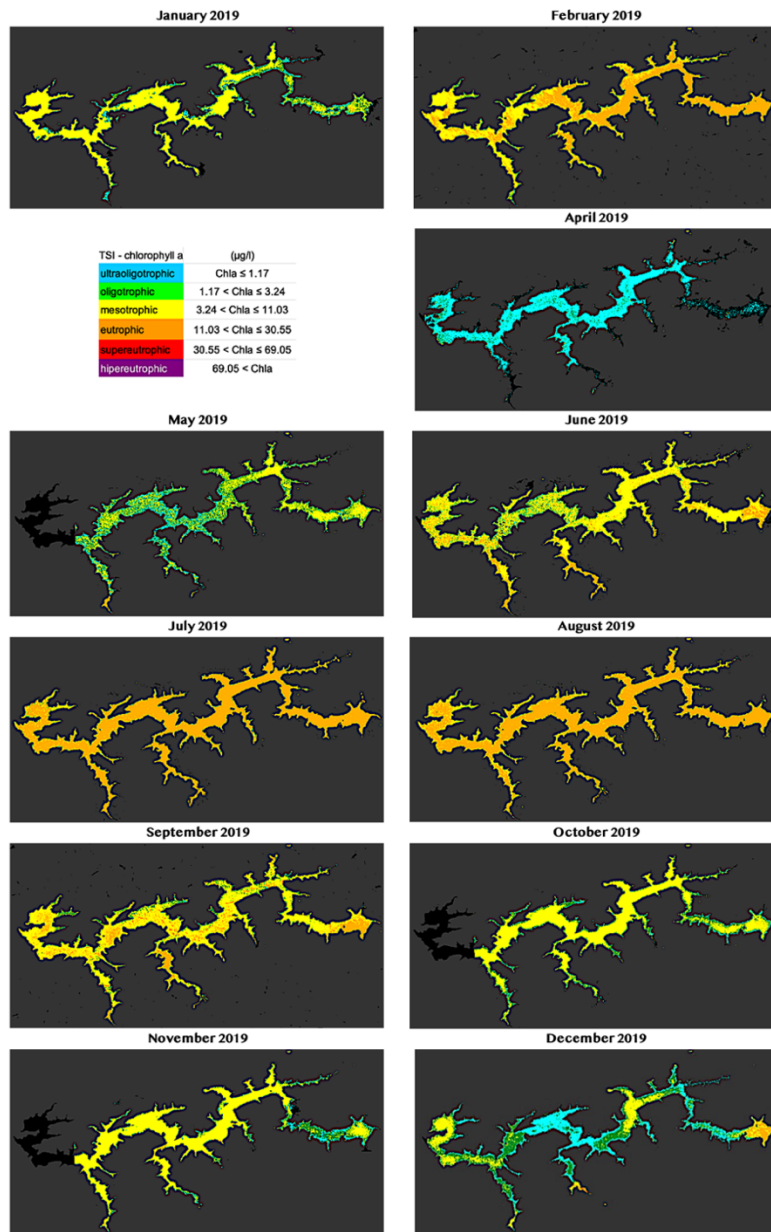


Figure 7.7: Maps of chlorophyll a concentration ($\mu\text{g/L}$) for the Itapararanga reservoir in 2019, estimated from the C2RCC-Nets product conc_chl. The colors represent different trophic levels. TSI - trophic state index.

The findings of this work, corroborated by other research, suggest that in the Itapararanga reservoir, the region farthest from the dam, close to the main river entrance, normally presents higher trophic levels. The zone closest to the dam, on the other hand, presents the lowest levels of trophic. This reflects the characteristic asymmetry between tail and dam in reservoirs, which is related to their purpose of regulating water, since they have to be able to handle substantial water level changes (MARGALEF, 1983). In a study of reservoirs as water level regulators, Armengol (2000) reported that reservoirs act as water purifiers. In the present case, the purifying capacity of the reservoir was related to nutrient consumption and the precipitation of suspended matter, making the water clearer towards the dam, in the deepest area. However, it was also possible to observe that in the last decade, this reservoir has shown a marked pattern of high trophic, in addition to a major contribution of Cyanobacteria to the total phytoplankton

population. The reservoir has also shifted from a mesotrophic to a eutrophic condition, with greater nutrient enrichment contributing to increasing concern regarding the quality of its water, with a negative effect on the multiple uses of the reservoir, especially the supply of drinking water to the population, as well as recreation. The high trophy levels observed for the years 2015 to 2018, in addition to the levels estimated from the S2 images for the year 2019, together with the high densities of Cyanobacteria observed during the period, confirmed that in this last decade, the Itapararanga reservoir has already reached high levels of trophy. In accordance with Brazilian legislation (BRASIL, 2021), due to the high Cyanobacteria numbers observed for years in the reservoir, and because it is used for public supply, routine monitoring should be performed weekly, rather than bimonthly as at present. Furthermore, at least two collection stations should be used, with one in the upper part and another in the region of the dam, and the monitoring should include cyanotoxin analyses.

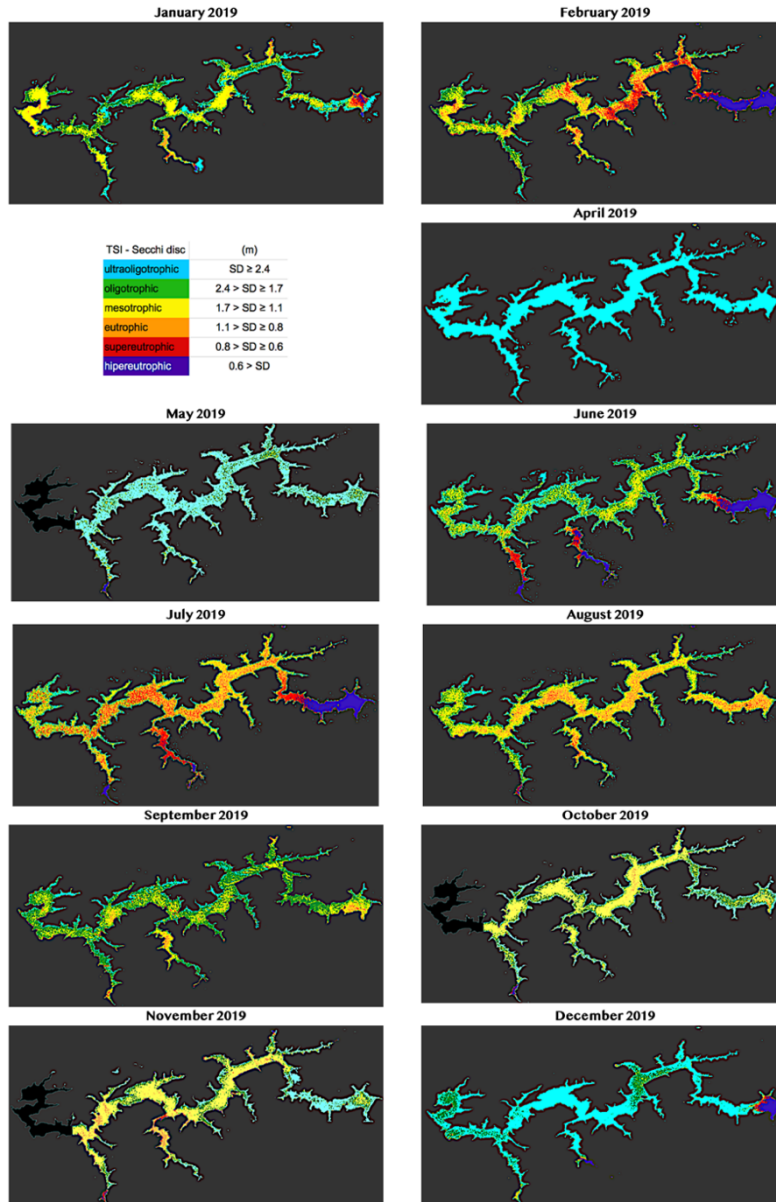


Figure 7.8: Maps of Secchi disc depth (m) for the Itapararanga reservoir in 2019, estimated using the C2RCC-Nets method. The colors represent different trophic levels. TSI - trophic state index.

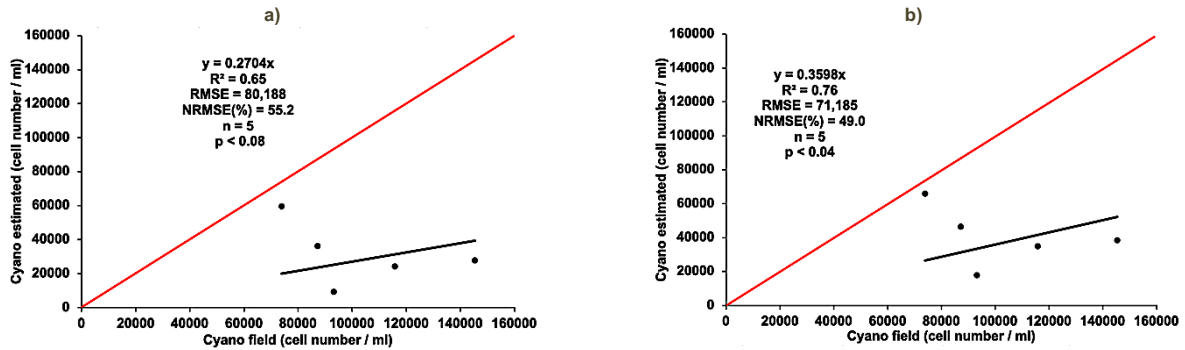


Figure 7.9: Validation of Cyanobacteria (cell numbers/mL) estimated from conc_chl obtained using the C2RCC-Nets method, by comparison with the values observed in the field, for (a) the linear model and (b) the proposed model.

CONCLUSIONS

The use of S2 images proved to be a valuable tool for assessment of the water quality of this reservoir, but further studies should allow expansion of the database employed to generate the equations for the allometric relations between the concentration of chlorophyll *a* and the density or biovolume of Cyanobacteria. The use of S2 images enabled observation of the horizontal spatial heterogeneity of water quality in the Itapararanga reservoir and could streamline decision-making in a water quality monitoring program. The S2 images have good spatial, spectral, and temporal resolutions, and are free, while the software is also free to download and use (POMPÊO *et al.*, 2021). Furthermore, as noted by Pompêo *et al.* (2021), the automatic SNAP products conc_chl and kd_z90max proved to be robust for estimating Chla and SD, which could facilitate temporal and spatial monitoring of the reservoir water quality, performed on a weekly basis.

If the objective is to assess the levels of trophic, the use of the chlorophyll *a* concentration is most indicated. In the case of Brazil, with environmental legislation based on the Cyanobacteria cell number (BRASIL, 2021), it is also pertinent to develop models for estimation of Cyanobacteria density, either using the relationships between Chla and Cyano, or directly measuring phycocyanin with probes.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors are grateful for support provided by the Brazilian agencies FAPESP (grants 2020/11759-1, 2019/10845-4, 2016/24528-2, and 2016/17266-1), CNPq (grants 301928/2019-3, 400305/2016-0, and 303660/2016-3), and CAPES/DAAD (Grant 99999.008107/2015-07), and by Valencia University, Campus of Burjassot (Valencia, Spain) (INV18-01-15-03).

REFERENCES

- ANSPER, A.; ALIKAS, K. Retrieval of chlorophyll *a* from sentinel-2 MSI data for the European Union water framework directive reporting purposes. **Remote Sensing**, v. 11, n. 1, p. 64, 2019.
- ARMENGOL, J. Análisis y valoración de los embalses como ecosistemas. *In*: CONFERENCIA INTERNACIONAL DEL SEMINARIO PERMANENTE CIENCIA Y TECNOLOGÍA DEL ÁGUA, 6., 2000, Valência. **Proceedings** [...]. Valência: Iberdrola Instituto Tecnológico, 2000. p. 1-20.
- AZEVEDO NETTO, J. M. Novos conceitos sobre a eutrofização. **Revista DAE**, v. 151, p. 22-28, 1988.
- BARBOSA, C. C. *et al.* Future projections of water level and thermal regime changes of a multipurpose subtropical reservoir (São Paulo, Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 770, p. 144741, 2021.
- BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M.; MARTINS, V.S. **Introdução ao sensoriamento remoto de sistemas aquáticos: princípios e aplicações**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2019.

- BEGHELLI, F. G. S. *et al.* Trophic state evolution over 15 years in a tropical reservoir with low nitrogen concentrations and cyanobacteria predominance. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 227, p. 95, 2016.
- BRASIL. Portaria GM/MS Nº 888, de 04 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, v. 85, p. 127, 07 maio 2021.
- BROCKMANN, C. *et al.* Evolution of the C2RCC neural network for Sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters. *In*: LIVING PLANET SYMPOSIUM 2016, 2016, Prague. **Proceedings** [...]. Prague: ESA, 2016.
- CAIRO, C. *et al.* Hybrid chlorophyll-a algorithm for assessing trophic states of a tropical brazilian reservoir based on MSI/Sentinel-2 Data. **Remote Sensing**, v. 12, n. 1, 40, 2020.
- CASALI, S. P. *et al.* Influence of environmental variables on saxitoxin yields by *Cylindrospermopsis raciborskii* in a mesotrophic subtropical reservoir. **Journal of Water & Health**, v. 15, n. 4, p. 509-518, 2017.
- CHORUS, I.; WELKER, M. (Eds.). **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2021. 858 p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. CETESB. **Águas interiores**. São Paulo: CETESB, 2003.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. CETESB. **Apêndice D**: índices de qualidade das águas. São Paulo: CETESB, 2020a.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. CETESB. **Fitoplâncton de água doce**: métodos qualitativo e quantitativo. 4. ed. São Paulo: CETESB, 2012. (Norma Técnica L5.303).
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 1999**. São Paulo: CETESB, 2000a.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2000**. São Paulo: São Paulo, 2001b.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2020**. São Paulo: CETESB, 2021.
- CUI, L. *et al.* Assessment of atmospheric correction methods for historical landsat TMimages in the coastal zone: a case study in Jiangsu, China. **European Journal of Remote Sensing**, v. 47, p. 701-716, 2014.
- CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Limiting factors for phytoplankton growth in subtropical reservoirs: the effect of light and nutrient availability in different longitudinal compartments. **Lake and Reservoir Management**, v. 27, n. 2, p. 162-172, 2011.
- CUNHA, D. G. F. *et al.* Uptake rates of ammonium and nitrate by phytoplankton communities in two eutrophic tropical reservoirs. **International Review of Hydrobiology**, v. 102, n. 5-6, p. 125-134, 2017.
- DELEGIDO, J. *et al.* Turbidez y profundidad de disco de Secchi con Sentinel-2 en embalses con diferente estado trófico en la Comunidad Valenciana. **Revista de Teledetección**, v. 54, p. 15-24, 2019.
- DEUTSCH, E. S.; ALAMEDDINE, I.; EL-FADEL, M. Monitoring water quality in a hypereutrophic reservoir using Landsat ETM+ and OLI Sensors: how transferable are the water quality algorithms? **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, p. 141, 2018.
- DOERFFER, R.; SCHILLER, H. The MERIS case 2 water algorithm. **International Journal of Remote Sensing**, v. 28, n. 3-4, p. 517-535, 2007.

- ERASO, R. J. M.; GALO, M. L. B. T. Evaluación espacio-temporal del estado trófico de un lago de grandes dimensiones usando imágenes MOD09GA. **Ciencia e Ingeniería Neogranadina**, v. 27, n. 1, p. 27-42, 2017.
- ESA. EUROPEAN SPACE AGENCY. **Sentinel 2: radiometric resolutions**. Paris: ESA, 2021.
- FONSECA, J. R. *et al.* Cyanobacterial occurrence and detection of microcystins and saxitoxins in reservoirs of the Brazilian semi-arid. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 78-92, 2015.
- FRASCARELI, D. **Heterogeneidade espacial e influência do uso e ocupação do solo nas características do sedimento superficial e água intersticial no reservatório de Itupararanga-SP**. 2021. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, 2021.
- FRASCARELI, D. *et al.* Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na bacia do Alto Tietê. **Revista Ambiente e Água**, v. 10, n. 4, p. 770-786, 2015.
- GHOLIZADEH, M. H.; MELESSE, A. M.; REDDI, L. A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques. **Sensors**, v. 16, n. 8, p. 1298, 2016.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001.
- JÚNIOR, L. A eutroficação dos lagos. **Revista DAE**, v. 67, p. 60-62, 1967.
- KAWAI, H.; BRANCO, S. M. Estudo sobre as relações entre despejos domésticos e industriais da Região da Grande São Paulo e a eutrofização do reservatório Billings. **Revista DAE**, v. 71, p. 57-68, 1969.
- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- MACHADO, L. S. *et al.* Fatores ambientais relacionados à ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório de Guarapiranga, SP, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 11, n. 4, p. 810-818, 2016.
- MACHADO, L. S. *et al.* Permanent occurrence of *Raphidiopsis raciborskii* and cyanotoxins in a subtropical reservoir polluted by domestic effluents (Itupararanga reservoir, São Paulo, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, p. 18653-18664, 2021.
- MAHINY, A. S.; TURNER, B. J. A Comparison of four common atmospheric correction methods. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 73, n. 4, p. 361-368, 2007.
- MANCINI, M. *et al.* Cyanobacterial bloom and animal mass mortality in a reservoir from Central Argentina. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 841-845, 2010.
- MARGALEF, R. **Limnología**. Barcelona: Ediciones Omega, 1983. 1010 p.
- MELO, D. S. *et al.* Self-organising maps for evaluation of biogeochemical processes and temporal variations in water quality of a tropical reservoir. **Water Resources Research**, v. 55, n. 12, p. 10268-10281, 2019.
- MOBLEY, C. D. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements. **Applied Optics**, v. 38, p. 7442-7455, 1999.
- NOVO, E. M. L. M. *et al.* Proposal for a remote sensing trophic state index based upon Thematic Mapper/Landsat images. **Revista Ambiente e Água**, v. 8, n. 3, p. 65-82, 2013.
- PEDRAZZI, F. J. M. *et al.* Avaliação da qualidade da água no reservatório de Ituparanga, Bacia do alto Sorocaba (SP), São Paulo. **Geociências**, v. 33, n. 1, p. 26-38, 2014.

- PEDRAZZI, F. J. M. *et al.* Spatial and temporal quality of water in the Ituparanga Reservoir, Alto Sorocaba Basin (SP), Brazil. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 5, p. 64-71, 2013.
- PEREIRA-SANDOVAL, M. *et al.* Calibration and validation of algorithms for the estimation of chlorophyll-a concentration and Secchi depth in inland waters with Sentinel-2. **Limnetica**, v. 38, n. 1, p. 471-487, 2019.
- PIRASTEH, S. *et al.* Estimation of phytoplankton chlorophyll-a concentrations in the western basin of lake erie using Sentinel-2 and Sentinel-3 data. **Canadian Journal of Remote Sensing**, v. 46, n. 5, p. 585-602, 2020.
- POMPÊO, M., MOSCHINI-CARLOS, V. O abastecimento de água e o esgotamento sanitário: propostas para minimizar os problemas no Brasil. In: ROSA, A. H.; FRACETO, L. F.; MOSCHINI-CARLOS, V. (Eds.). **Meio ambiente e sustentabilidade**. Porto Alegre: Bookman, 2012.
- POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. (Orgs.). **Reservatórios que abastecem São Paulo: problemas e perspectivas**. São Paulo: Instituto de Biociências da USP. 2020.
- POMPÊO, M. *et al.* Water quality assessment using Sentinel-2 imagery with estimates of chlorophyll a, Secchi disk depth, and Cyanobacteria cell number: the Cantareira System reservoirs (São Paulo, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 34990-35011, 2021.
- RADIN, C.; SÒRIA-PERPINYÀ, X.; DELEGIDO, J. Multitemporal water quality study in Sitjar (Castelló, Spain) reservoir using Sentinel-2 images. **Revista de Teledetección**, v. 56, p. 117-130, 2020.
- REGO, A. H. G.; RANGEL JUNIOR, A.; COSTA, I. A. S. Phytoplankton scenario and microcystin in water during extreme drought in semiarid tropical water supplies, Northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 80, n. 1, p. 1-11, 2020.
- RITCHIE, J. C.; ZIMBA, P. V.; EVERITT, J. H. Remote sensing techniques to assess water quality. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 69, n. 6, p. 695-704, 2003.
- RODRIGUES, T. *et al.* Retrieval of Secchi disk depth from a reservoir using a semi-analytical scheme. **Remote Sensing of Environment**, v. 198, p. 213-228, 2017.
- SÁ, L. L. C. *et al.* Ocorrência de uma floração de cianobactérias tóxicas na margem direita do Rio Tapajós, no Município de Santarém (Pará, Brasil). **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v. 1, n. 1, p. 159-166, 2010.
- SARDINHA, D. S.; BONOTTO, D.; CONCEIÇÃO, F. T. Weathering rates at Alto Sorocaba basin, Brazil, using U-isotopes and major cations. **Environmental Earth Sciences**, v. 61, n. 5, p. 1025-1036, 2010.
- SHEELA, A. M. *et al.* Trophic state index of a lake system using IRS (P6-LISS III) satellite imagery. **Environ. Monit. Assess.**, v. 177, n. 1-4, p. 575-592, 2011.
- SMITH, W. S.; PETRERE Jr., M. Spatial and temporal patterns and their influence on fish community at Ituparanga Reservoir, Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v. 56, n. 4, p. 2005-2020, 2008.
- SØNDERGAARD, M. *et al.* Using chlorophyll a and cyanobacteria in the ecological classification of lakes. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1403-1412, 2011.
- SÒRIA-PERPINYÀ, X. *et al.* Monitoring water transparency of a hypertrophic lake (the Albufera of València) using multitemporal Sentinel-2 satellite images. **Limnetica**, v. 39, n. 1, p. 373-386, 2020.
- SÒRIA-PERPINYÀ, X. *et al.* Validation of water quality monitoring algorithms for Sentinel-2 and Sentinel-3 in Mediterranean inland waters with in situ reflectance data. **Water**, v. 13, p. 686, 2021.
- TANIWAKI, R. H. **A comunidade perifítica e suas relações com a qualidade da água no reservatório de Ituparanga (SP, Brasil)**. 2012. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Sorocaba, 2012. 107 p.

TANIWAKI, R. H. *et al.* A influência do uso e ocupação do solo na qualidade e genotoxicidade da água no reservatório de Itupararanga (SP, Brasil). **Interciência**, v. 38, n. 3, p. 164-170, 2013.

TORREMORELL, A. *et al.* Present and future threats for the ecological quality management of South American freshwater ecosystems. **Inland Waters**, v. 11, n. 2, p. 125-140, 2021.

UTERMÖHL, H. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton: methodic. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Mitteilungen**, v. 9, n. 1, p. 1-38, 1958.

VASCONCELOS, V. Global changes and the new challenges in the research on cyanotoxin risk evaluation. **Limnetica**, v. 34, n. 1, p. 149-158, 2015.

VISO-VÁZQUEZ, M. *et al.* Remote detection of cyanobacterial blooms and chlorophyll-a: analysis in a eutrophic reservoir using Sentinel-2. **Sustainability**, v. 3, p. 8570, 2021.

WELKER, M. *et al.* Planning monitoring programmers for cyanobacteria and cyanotoxins. *In*: CHORUS, I.; WELKER, M. (Eds.). **Toxic cyanobacteria in water**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2021.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3. ed. San Diego: Academic Press, 2001. 850 p.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analyses**. 2. ed. New York: Springer, 1990. 391 p.

CAPÍTULO 8

HETEROGENEIDADE GEOQUÍMICA TEMPORAL E ESPACIAL DE SEDIMENTOS EM RESERVATÓRIO DE ÁREA PROTEGIDA – A BUSCA POR CONDIÇÕES DE REFERÊNCIA

Sheila Cardoso-Silva^{1*}
Paulo Alves de Lima Ferreira²
Ivan Biamont-Rojas¹
Tailisi Hoppe Trevizani²
Rubens César Lopes Figueira²
Marcelo Pompêo³
Viviane Moschini-Carlos¹

¹ Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Sorocaba, SP, Brasil

² Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, SP, Brasil

³ Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, SP, Brasil

*Autor correspondente: she.cardosos@gmail.com

RESUMO

Estudos que avaliem a heterogeneidade espacial e temporal em reservatórios podem servir como subsídio à implementação de políticas públicas, além de auxiliar tomadores de decisão e pesquisadores. O objetivo deste trabalho foi determinar a heterogeneidade temporal e espacial geoquímica de sedimentos do reservatório Pedro Beicht (Cotia, São Paulo, Brasil). Esta pesquisa permitiu identificar o histórico de impactos e estabelecer valores de referência. Tais informações poderão ser utilizadas para auxiliar os programas de monitoramento do reservatório. Utilizou-se como proxies: teores de metais (digestão parcial), fósforo total e taxas de sedimentação. A heterogeneidade temporal foi avaliada por meio de uma abordagem paleoambiental. A heterogeneidade espacial foi efetuada com base na análise de sedimentos superficiais amostrados em três pontos representativos das zonas: limnética, de transição e fluvial, de acordo com teoria de compartimentação dos reservatórios. Por meio da análise de agrupamento observou-se que as áreas de transição e limnética são mais semelhantes entre si em relação à composição de elementos. Apesar de estar inserido numa área de proteção ambiental há incrementos de alguns elementos, como o Pb e P, principalmente a partir da década de 2000. Este incremento está associado aos usos e ocupação do solo como a presença de diversas indústrias na bacia hidrográfica. Embora a análise de componentes principais mostre que o período mais recente tende a apresentar maiores concentrações de metais, fósforo e taxas de sedimentação (SR), estes aumentos não foram significativos a ponto de classificarmos o ambiente como poluído. Entretanto, sugere um aumento de impactos na região e serve como alerta para atenção aos usos do solo na bacia hidrográfica do reservatório. Portanto, recomenda-se que a bacia seja preservada, o que evitará maiores impactos na qualidade do reservatório.

INTRODUÇÃO

O conceito de heterogeneidade é uma das mais importantes ideias difundidas em ecologia (MILNE, 1991; COLLINS *et al.*, 2018). E embora intuitivamente o conceito possa parecer simples, compreender a heterogeneidade e seus padrões e subsequentemente, sua significância funcional (MILNE, 1991) é algo complexo. A heterogeneidade é uma característica inerente dos sistemas ecológicos, sendo definida como a complexidade e variabilidade de uma propriedade do sistema, existindo em todas as escalas no espaço e no tempo (COLLINS *et al.*, 2018). Em relação à heterogeneidade espacial dois aspectos principais podem ser abordados em ecologia: 1) a heterogeneidade que se refere à distribuição física de organismos ou entidades ecológicas no espaço ou 2) a heterogeneidade que se refere a valores quantitativos ou qualitativos de parâmetros num espaço contínuo, a heterogeneidade espacial neste caso se refere à variação destes valores ou parâmetros entre sub-regiões num dado espaço (DUTILLEUL, 1993).

Estes aspectos, embora sejam distintos, estão intimamente relacionados, uma vez que a heterogeneidade ambiental influi diretamente na distribuição dos organismos (MARGALEF, 1991). Ambientes que são mais heterogêneos espacialmente podem acomodar mais espécies, porque eles provêm uma maior quantidade de micro-habitats, microclimas, mais esconderijos aos predadores e assim por diante (FU *et al.*, 2020). Assim a heterogeneidade espacial aumenta a diversidade biológica nos ecossistemas (DESHMUKH, 1986; STEIN; KREFT, 2015; FU *et al.*, 2020), sendo utilizada como um dos fatores que explicam a maior diversidade encontrada nos trópicos. Diversas outras informações ecológicas podem ser associadas à heterogeneidade espacial, como por exemplo a dinâmica de populações e a repartição do hábitat nas comunidades (DUTILLEUL, 1993).

Outros importantes aspectos a serem considerados sobre a heterogeneidade, dizem respeito à escala e à temporalidade. A natureza é claramente heterogênea, mas a escala em que a heterogeneidade é manifestada varia enormemente (DUTILLEUL, 1993). Um ambiente pode ser identificado como homogêneo em uma grande escala, mas heterogêneo em uma pequena escala. Por sua vez, as populações e comunidades bem como aspectos abióticos do meio podem apresentar variações em diversas escalas de tempo: diárias, sazonais, geológicas.

A heterogeneidade é um conceito fundamental para compreender a estrutura e funcionamento dos ecossistemas. Num mundo submetido a constantes mudanças globais, a compreensão da heterogeneidade temporal e espacial é necessária para prever a estabilidade das funções e serviços do ecossistema (COLLINS *et al.*, 2018). Ademais a importância da heterogeneidade reflete-se também no monitoramento e gestão dos ambientes. Nos ecossistemas aquáticos continentais e em especial nos reservatórios destinados a múltiplos usos antrópicos, reconhecer as áreas de maior ou menor impacto, bem como as alterações destes ambientes ao longo do tempo permitem um melhor monitoramento e manejo. Em outras palavras, permitirá encontrar os melhores meios para solucionar os problemas, preservando os locais menos impactados e recuperando os mais impactados. Além disso, os esforços empreendidos e os sempre poucos recursos financeiros também serão mais bem aproveitados em cada situação.

A heterogeneidade espacial pode indicar, por exemplo áreas para efetuar a captação de água para abastecimento público e indicar locais que necessitam de maiores ou menores esforços para a recuperação. No Capítulo 1 deste manuscrito são apresentados alguns exemplos de heterogeneidade espacial de reservatórios. Estudos paleolimnológicos por sua vez, fornecem informações sobre a heterogeneidade temporal. Tais estudos utilizam informações físicas, químicas e biológicas preservadas em perfis sedimentares para reconstruir as condições ambientais (SMOL, 2022) passadas em uma dada bacia hidrográfica. Assim, a paleolimnologia fornece informações para regiões onde o monitoramento é ausente ou incipiente auxiliando os gestores a estabelecer metas de recuperação/restauração (BENNION; BATTARBEE, 2011; SMOL, 2022).

No estado de São Paulo a CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) monitora os corpos hídricos da região desde 1974. A rede básica de monitoramento da Companhia em 2021 foi estimada em 408 pontos (CETESB, 2023). Apesar da extensa rede nem todos os corpos hídricos são monitorados em uma ampla gama de pontos, outros passaram a ser monitorados recentemente e outros não mantêm a periodicidade necessária para responder questões ecológicas que possam surgir. Assim, estudos que avaliem a heterogeneidade espacial e temporal nestes ambientes são desejáveis e podem servir como subsídio a implementação de políticas públicas, além de auxiliar tomadores de decisão e a comunidade científica. O objetivo deste trabalho foi determinar a heterogeneidade espacial e temporal geoquímica de sedimentos em um reservatório situado numa área de preservação ambiental através de uma abordagem paleoambiental. O intuito é

identificar o histórico de impactos e estabelecer valores de referência que auxiliem os programas de monitoramento.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O reservatório Pedro Beicht apresenta como principal afluente o rio Cotia. Está localizado no município de Cotia, São Paulo, na bacia hidrográfica do Alto Tietê, dentro da reserva florestal Morro Grande (RODRIGUES *et al.*, 2021). O reservatório apresenta área de 1,4 km³, profundidade máxima de 10,1 m, está a uma altitude de 956 m e possui volume estimado de 14,1 km³ (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2021a). Faz parte do Sistema Produtor Alto Cotia o qual engloba também o reservatório Cachoeira das Graças. O Sistema Alto Cotia conta com a estação de tratamento de água (ETA) Morro Grande e conjuntamente com o Sistema Produtor Baixo Cotia, atende 360 mil pessoas dos municípios de Cotia, Vargem Grande Paulista, Embu-Guaçu e parte de Embu das Artes (SABESP, 2023). A construção do Sistema Alto Cotia foi iniciada em 1917 com o reservatório Cachoeira das Graças e concluída em 1933 com o reservatório Pedro Beicht. Trabalhos indicam que a região oscila entre condições oligotróficas (RODRIGUES *et al.*, 2021) e mesotróficas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; GALLI, 2006), possivelmente pelo aporte alóctone de matéria orgânica da vegetação circundante.

O reservatório Pedro Beicht é classificado como tipo I de acordo com tipologia estabelecida para reservatórios do estado de São Paulo (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2021a). A consequente demanda de água por parte da indústria e da população explica o grande número de reservatórios nesta área, criando uma série de desafios para a gestão dos recursos hídricos. Um dos mais sérios desafios a serem enfrentados na região é a baixa disponibilidade de água por habitante, devido tanto à má qualidade da água quanto ao aumento da população (ANA, 2013). Reservatórios do tipo I como por exemplo Billings (Bi) e Guarapiranga (Gu), apresentam um longo histórico de eutrofização (CUNHA *et al.*, 2011; CARDOSO-SILVA *et al.*, 2014; SANTOS-MACHADO *et al.*, 2016; GARGIULIO, 2022; CARDOSO-SILVA *et al.*, 2021) além de registros de contaminação por metais (POMPÊO *et al.*, 2013; LEAL *et al.*, 2018; BIAMONT-ROJAS, 2022) e fármacos (ALMEIDA; WEBER, 2005; LÓPEZ-DOVAL *et al.*, 2016). Em contrapartida, o reservatório Pedro Beicht está localizado numa área de preservação ambiental e presume-se, que esteja mais bem protegido, estando, portanto, sujeito a menos impactos antrópicos. Dessa forma, pode ser utilizado como um ecossistema de referência para outros reservatórios classificados na mesma tipologia, conforme definido pela Diretiva Quadro da Água (EC, 2000).

Procedimento em Campo

No Pedro Beicht foram amostrados sedimentos superficiais em três áreas representativas das zonas limnética (PB-D 23°43'0.35"S; 46°57'38.48"W), de transição (PB- C 23°43'42.84"S; 46°57'28.20"W) e fluvial (23°44'26.54"S; 46°57'31.90"W) de acordo com teoria de compartimentação dos reservatórios (KIMMEL; LIND; PAULSON, 1991) (Fig. 8.1). Em cada local, três amostras do sedimento superficial (0-4 cm de profundidade) foram coletadas usando um amostrador de garra do tipo *Lenz* (225 cm²). Na área da barragem foi lançado também um coletor cilíndrico do tipo *Kajak* (core). Por ser a área mais profunda e de maior sedimentação, a região da barragem representa a área que melhor reflete as mudanças no entorno do reservatório (SMOL, 2008). O sedimento foi fatiado com espátula plástica a cada 2 cm e armazenado em potes plásticos esterilizados do tipo coletor universal até o processamento das amostras em laboratório. As amostras foram destinadas à datação a partir do método ²¹⁰Pb e a respectiva determinação da concentração de metais e fósforo. No sentido topo-base, cada fatia do testemunho foi numerada em ordem crescente. O testemunho apresentou 28 cm de comprimento. Os pontos foram georreferenciados com sistema de coordenadas *UTM*, *Datum Sad69* e meridiano central 45°00, por *GPS* modelo *Garmin 72*. A coleta foi efetuada em dezembro de 2017.

Procedimento em Laboratório

Geocronologia e taxas de sedimentação

Em laboratório as amostras foram secas em estufa a 45 °C e maceradas com auxílio de almofariz e pistilo. Cerca de 5 a 10 g de sedimento foram transferidos a placas de Petri plásticas e encaminhadas ao Laboratório de Química Inorgânica do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, para análise geocronológica. Para a determinação dos radionuclídeos ²¹⁰Pb, ²²⁶Ra e ¹³⁷Cs, as amostras foram analisadas por 70.000 s em um espectrômetro de acordo com as recomendações de Figueira *et al.* (2006). As amostras foram armazenadas por

pelo menos 20 dias antes de serem analisadas para que os radionuclídeos da série de decaimento do ^{238}U atinjam equilíbrio secular devido à formação de ^{222}Rn , um gás. As contagens de emissões gama resultantes de decaimento radioativo foram feitas em um espectrômetro gama com alta eficiência de contagem e baixa radiação de fundo (EG&G Ortec, modelo GMX 25190P), com resolução média de 1,91 keV para ^{60}Co .

O modelo CRS (*Constant Rate of Supply*) (APPLEBY; OLDFELD, 1978) foi adotado para datação e cálculo das taxas de sedimentação. Este modelo parte da premissa de que a fração atmosférica de ^{210}Pb , também chamada de não suportada, é suprida a uma taxa constante aos sistemas aquáticos, e que alterações nos níveis de deposição nos sedimentos deste radionuclídeo estão associadas a mudanças na taxa de sedimentação local. O modelo de idade gerado pelo CRS foi validado com o uso de ^{137}Cs como marcador estratigráfico em sedimentos. Sua deposição no meio ambiente está intimamente associada à sua deposição atmosférica pretérita, oriunda do *fallout* radioativo dos testes nucleares à época da Guerra Fria, com máximo de deposição no ano de 1964.

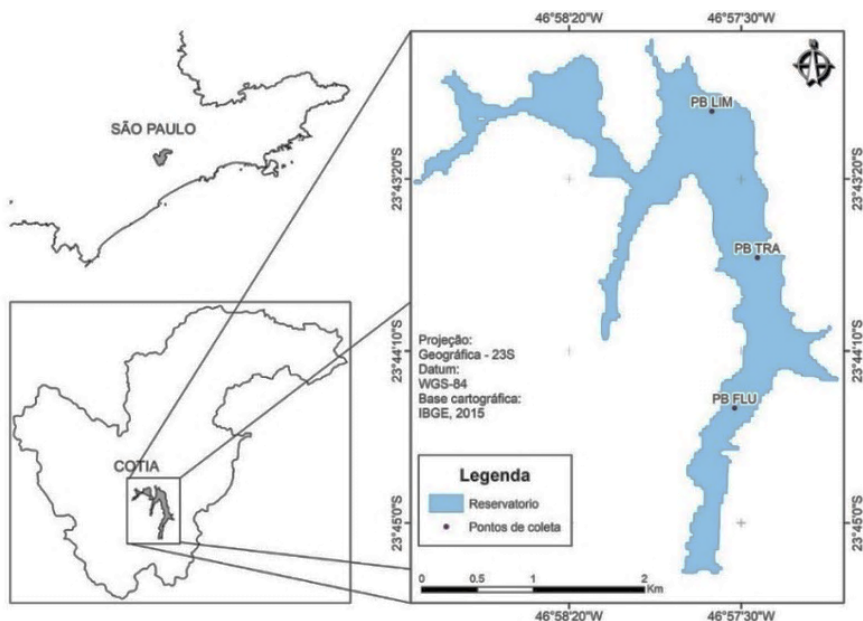


Figura 8.1: Reservatório Pedro Beicht (PB) e pontos de amostragem. Lim: área limética, TRA: área de transição, FLU: área fluvial.

Lixiviação e Determinação de Metais

Parte do sedimento seco foi preparado conforme o método 3050 B da US EPA da série SW- 846 (US EPA, 1996). As amostras foram então armazenadas a 4°C até leitura dos metais: Ag, Al, Ba, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb, Se, Sr, Zn; do metaloide As e do nutriente P em Espectrometria de Emissão Atômica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-AES- *Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry*) (AGILENT, Série 720). Toda a vidraria e material utilizado para armazenamento e processamento das amostras para análise de metais foi mantido por pelo menos 24 horas em solução de ácido nítrico 10% e enxaguado com água Milli-Q.

Validação Analítica: Limite de Detecção e Quantificação e Recuperação Analítica

Os limites de detecção e quantificação foram calculados com base nas fórmulas (Tab. 8.1):

$$LD = (SD \times 3/a) \quad (\text{Equação 1})$$

$$LQ = 10 \times \frac{SD}{a}. \quad (\text{Equação 2})$$

onde LD é o limite de detecção e LQ o limite de quantificação, SD é o desvio padrão obtido pela leitura de dez brancos e 'a' é o coeficiente de correlação linear obtido na curva de calibração de cada metal analisado, de acordo com recomendações de Mendham *et al.* (2002).

Análise de Dados: Fator de Enriquecimento

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 (DEVASA-REY *et al.*, 2011). O FE é calculado de acordo com a equação:

$$FE = \left(\frac{Me}{El}\right) / \left(\frac{Mer}{Elr}\right) \quad (\text{Equação 3})$$

Onde: *Me* é a concentração do metal de interesse e *El* o elemento conservativo, *Mer* é o valor de referência do metal de interesse e o *Elr* o valor de referência do elemento conservativo. O enriquecimento é classificado em 5 categorias descritas a seguir:

- <2: Ausente/muito baixo
- 2 ≤ FE < 5: Moderado
- 5 ≤ FE < 20: Considerável
- 20 ≤ FE < 40: Alto
- >40: Muito Alto

Tabela 8.1: Limites de quantificação (LQ) e detecção (LD) para elementos estabelecidos em ICP AES

Elemento	LD	LQ
Ag	7,11	23,70
Al	32,12	107,06
As	56,02	186,73
Ba	0,10	0,32
Ca	2,41	8,04
Co	1,82	6,07
Cr	1,59	5,30
Cu	1,63	5,44
Fe	4,46	14,87
K	1,78	5,92
Mg	0,17	0,56
Mn	0,19	0,62
Ni	8,88	29,58
Pb	18,69	62,29
Se	49,53	164,85
Sr	0,04	0,13
Zn	1,09	3,63

Os dados foram também comparados ao Valor Guia da Qualidade dos Sedimentos Canadense (VGQS) ISQG (*Interim Sediment Quality Guideline* - diretriz provisória de qualidade de sedimentos) ou TEL (*Threshold Effect Level* - nível de efeito limiar) e PEL (*Probable Effect Level* - nível de efeito provável) (CCME, 2001). Valores abaixo do ISQG, ou seja, abaixo do nível de efeito limiar, indicam que a toxicidade às comunidades biológicas é improvável. Valores acima de PEL indicam nível de efeito provável à ocorrência de efeitos adversos à biota e valores entre ISQG e PEL sugerem que a toxicidade é incerta (Tab. 8.2).

Tabela 8.2 Valores Guia de qualidade dos sedimentos de acordo com CCME (2001)

	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn
ISQG/TEL	35,7	37,3	18	35	123
PEL	197	90	36	91,3	315

Análise de Dados: Análise Estatísticas

Neste trabalho foram aplicadas técnicas da estatística descritiva básica e multivariadas. Os dados foram padronizados pelo método dos Escores Z (GOTELLI; ELLISON, 2011). O teste *t-student* com nível de significância de $p < 0,05$ foi utilizado para comparar os valores de referência obtidos nesta pesquisa e em outros reservatórios da mesma tipologia. A ACP (Análise de Componentes Principais) foi aplicada com base numa matriz de covariância (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998) para avaliar a heterogeneidade temporal e melhor discutir a geoquímica dos metais. Na ACP, a representação do centroide foi realizada com base em uma análise de agrupamento (distância euclidiana – método Ward), a partir dos valores obtidos pelos escores 1 e 2 da ACP. O centroide foi calculado como a média dos valores dos escores dos eixos 1 e 2 correspondentes a cada grupo observado na análise de agrupamento (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2016). A análise de agrupamento foi aplicada como método de ordenação para avaliar a heterogeneidade espacial. As análises foram realizadas no PAST (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Datação e Taxas de Sedimentação

A atividade do ^{137}Cs variou de 3,62 (6-8 cm de profundidade) a 7,49 $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ (20-22 cm de profundidade) nos sedimentos do reservatório Pedro Beicht (Fig. 8.2), sendo estes valores semelhantes aos de outros reservatórios encontrados na região metropolitana de São Paulo (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2016; 2021b). O máximo de ^{137}Cs na camada de 20-22 cm correspondeu à precipitação atmosférica global máxima em 1963, consistente com o pico relacionado a armas nucleares (SMOL, 2008). Com base nos resultados da datação, foi obtido um registro sedimentar de impactos de cerca de 97 anos (1920 a 2017).

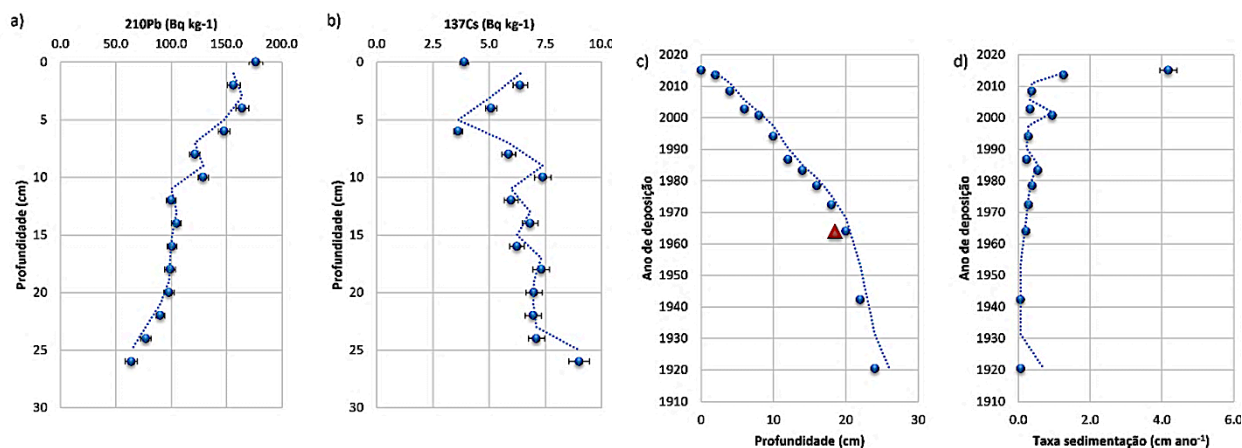


Figura 8.2: Perfil sedimentar mostrando a atividade do ^{210}Pb (a) e ^{137}Cs (b), a datação obtida com base no modelo CRS (c) e o perfil vertical da taxa de sedimentação (d) na área lacustre do reservatório Pedro Beicht. O triângulo na figura c, marca a profundidade correspondente à precipitação nuclear de 1963.

As taxas de sedimentação tenderam a aumentar até aproximadamente o início dos anos 1980 (14-16 cm de profundidade) e ser mais constantes até o início da década de 2010. Os aumentos observados podem ser associados aos usos e ocupação do solo e consequente aumento de processos erosivos. Este aumento de processos erosivos pode estar vinculado também à presença da ferrovia nas proximidades do reservatório.

Condições de Referência

Os teores de Ag e As apresentaram valores abaixo do limite de quantificação. Os valores de referência para os demais metais foram estabelecidos pela média das últimas três camadas do testemunho (Tab. 8.3), representativas do período pré-industrial na região (MAHIQUES *et al.*, 2009; CARDOSO-SILVA *et al.*, 2021b). Consta-se que não há diferenças estatisticamente significativas entre os valores obtidos nesta pesquisa e os

valores apresentados para outros reservatórios da bacia do Alto Tietê (teste $t > 0,05$), classificados na mesma tipologia (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2021a).

Tabela 8.3 Valores de referência para metais (mg kg^{-1} peso seco) em reservatórios da bacia do Alto Tietê

	Pedro Beicht †		Igaratá*		Atibainha*		Paiva Castro**	
	Condição Referência	Desvio Padrão	Condição Referência	Desvio Padrão	Condição Referência	Desvio Padrão	Condição Referência	Desvio Padrão
Al g.kg^{-1}	60,51	23,62	46,6	2,2	44,7	3,4	49,17	13,14
Ba	77,81	4,27	-	-	-	-	-	-
Ca	578,81	84,09	-	-	-	-	-	-
Co	5,95	0,70	-	-	-	-	-	-
Cr	26,31	1,44	43,5	3,2	32,3	2,6	26,52	5,73
Cu	84,11	42,55	16,3	2,2	23,1	1,8	24,27	13,15
Fe g.kg^{-1}	27,63	75,45	51,2	8,5	71,8	10,3	46,81	10,10
K	1067,78	53,60	-	-	-	-	-	-
Mg	568,91	19,87	-	-	-	-	-	-
Mn	91,10	2,45	-	-	-	-	-	-
Ni	5,47	1,04	12,2	0,5	10,6	0,3	32,63	6,88
Pb	34,23	4,53	23,8	3,0	21,1	0,5	26,75	12,37
Sr	7,58	0,27	-	-	-	-	-	-
Zn	58,33	6,25	58,8	4,1	50,6	5,0	69,51	32,20

† Esta pesquisa; * Cardoso-Silva *et al.* (2021b); ** Cardoso-Silva *et al.* (2016); *** Nascimento; Mozeto (2008)

Efetuada uma comparação entre os dados de topo e base do testemunho (Figs. 8.3 e 8.4) observa-se que não há diferenças estatisticamente significativas, indicando, portanto, o baixo nível de impactos em relação à concentração de metais. A determinação de valores referência pela investigação de amostras pré-industriais por meio de técnicas paleolimnológicas é uma excelente alternativa para áreas em que não há um monitoramento extenso e periódico (SMOL, 2022) como no reservatório Pedro Beicht. A determinação das condições de referência é um passo importante para avaliar o grau de contaminação e propor medidas adequadas para o desenvolvimento sustentável.

Histórico de Impactos

Observa-se nas Figs. 8.3 e 8.4 e Tab. 8.4, que não há enriquecimento significativo para nenhum elemento ($FE < 2$). Ainda que o enriquecimento seja mínimo, a partir da camada de 10-12 cm de profundidade (~ 2001) nota-se um aumento do aporte de alguns metais sugerindo um aumento das pressões antrópicas na bacia hidrográfica. Apesar de o reservatório estar inserido numa área de proteção ambiental há ainda hoje em operação a Estrada de Ferro Sorocabana, na porção sul do reservatório, que poderia ser uma possível fonte de metais. Outra possibilidade é que o incremento de metais esteja vinculado à deposição atmosférica. Neste caso, as fontes estariam associadas a dois fatores principais: 1) a intensificação do tráfego de veículos entre os anos de 2002 e 2004 com a duplicação da Rodovia Raposo Tavares e; 2) a presença de diversas indústrias, principalmente ao longo da rodovia Raposo Tavares e imediações. No setor industrial da região destacam-se as indústrias do setor químico, de produtos metálicos, de veículos automotores, metalúrgicas, de plásticos, entre outras. Diversos trabalhos associam elevados teores de metais na atmosfera a atividades industriais e seguinte deposição nos ecossistemas aquáticos e florestais adjacentes (SWEET; WEISS; VERMETTI, 1998; WIKLUND *et al.*, 2020; MARING, 2023).

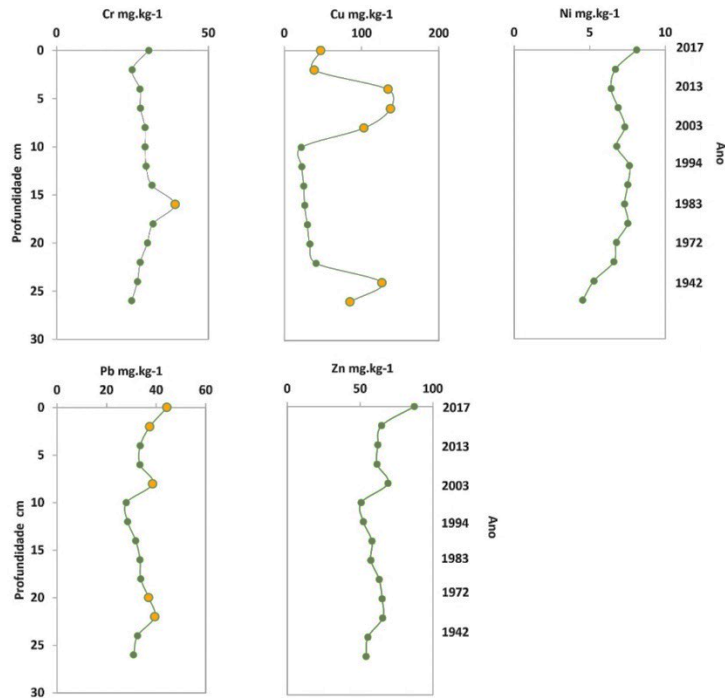


Figura 8.3: Metais em testemunho da área da barragem do reservatório Pedro Beicht. Em verde valores abaixo do ISQG/ TEL e em amarelo valores entre ISQG/TEL e PEL.

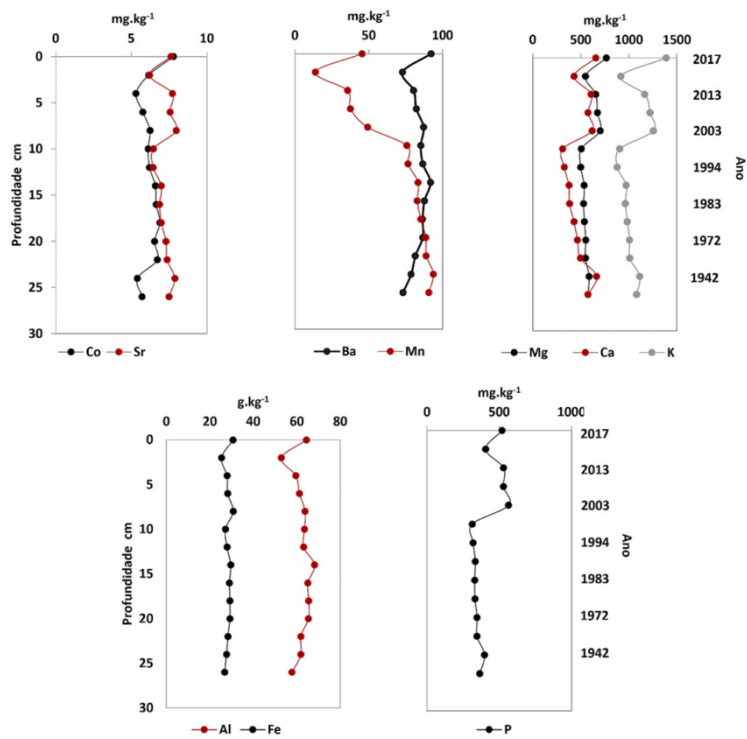


Figura 8.4: Metais e fósforo em testemunho da área da barragem do reservatório Pedro Beicht.

Tabela 8.4: Estatística descritiva básica para elementos e o fator de enriquecimento (FE) em testemunho coletado na área da barragem do reservatório Pedro Beicht

	Concentrações			Fator de Enriquecimento		
	Média mg kg ⁻¹	Desvio Padrão	CV	Média	Desvio Padrão	CV
Al	62434,92	3807,33	6,10	-	-	-
Ba	83,74	5,96	7,12	1,04	0,03	3,13
Ca	493,73	122,14	24,74	0,83	0,22	26,30
Co	6,29	0,65	10,38	1,03	0,10	9,37
Cr	29,22	3,54	12,11	1,07	0,09	8,76
Cu	62,31	44,78	71,87	0,73	0,53	73,28
Fe	28441,62	1470,24	5,17	1,00	0,04	3,69
K	1061,30	149,65	14,10	0,97	0,14	14,85
Mg	586,04	80,59	13,75	1,00	0,15	15,03
Mn	67,67	25,86	38,21	0,71	0,27	37,63
Ni	6,81	0,94	13,82	1,21	0,15	12,34
P	401,91	92,03	22,90	1,06	0,26	24,68
Pb	34,47	4,48	12,99	0,98	0,15	14,81
Sr	7,21	0,56	7,78	0,92	0,08	9,12
Zn	61,93	9,12	14,72	1,03	0,16	15,51

De maneira geral, o esperado é que em unidades de conservação e em reservas ecológicas os corpos hídricos apresentem melhores condições ecológicas e menores níveis de poluição ambiental, mas isso não significa que estas áreas sejam imunes a pressões antrópicas. Josende *et al.* (2015), por exemplo, avaliou os danos genotóxicos em duas espécies de anfíbios, *Pseudis minuta* e *Leptodactylus gr latrans* na unidade de conservação do Taim, no Rio Grande do Sul (Brasil). Os autores observaram alta incidência de eritrócitos de núcleos micronucleados e lobados nos indivíduos de *P. minuta* indicando que os anuros tinham contato com substâncias genotóxicas em seus habitats. O resultado foi associado ao uso de agrotóxicos nas imediações da unidade de conservação. Portanto, provavelmente um efeito de deriva. Outro exemplo é o estudo desenvolvido em duas reservas extrativistas (Resex) localizadas no Estado do Acre: Resex Chico Mende e Resex Cazumbá Iracema (CARDOSO-SILVA *et al.*, dados não publicados). Os autores, apesar de não terem observado teores de metais que indicassem efeitos adversos à biota, encontraram níveis mais elevados de metais nas áreas com menor cobertura florestal.

Comparando as concentrações dos principais elementos de interesse toxicológico ao VGQS Canadense, observa-se que não há indícios de que os metais exerçam efeitos potencialmente tóxicos à biota local na maior parte do tempo no reservatório Pedro Beicht. Apenas os teores de Cr, Cu e Pb apresentaram valores entre TEL e PEL sugerindo que a toxicidade é incerta em alguns períodos, especialmente a partir da década de 2000. Os maiores valores de Pb corroboram o estudo de Souto-Oliveira (2011). O autor associou a presença de Pb no reservatório às atividades antrópicas sendo normalmente as atividades industriais a principal fonte de emissão de Pb (SOUTO-OLIVEIRA *et al.*, 2016). A probabilidade de o Pb ser proveniente do tráfego de veículos na região é pequena já que o uso do Pb tetraetila como aditivo na gasolina foi proibida no Brasil a partir de 1992.

A ACP aplicada sumariza as principais informações levantadas em relação à heterogeneidade temporal. O eixo 1 explicou 41,55 % da variabilidade total de dados e em conjunto com o eixo 2 73,92 % (Fig. 8.5). A primeira componente foi influenciada pelos teores dos metais Ca, K, Mg, Zn, Pb e os teores de fósforo (Fig. 8.5; Tab. 8.5) nas camadas mais recentes do perfil sedimentar. O aumento de elementos pode ser associado à deposição atmosférica das atividades industriais na bacia hidrográfica (SWEET; WEISS; VERMETTI, 1998; SOUTO-OLIVEIRA *et al.*, 2016; WIKLUND *et al.*, 2020; MARING, 2023).

Dentre os metais a maior atenção deve ser dada ao Zn e Pb pelo caráter toxicológico que possuem. O Zn, apesar do aumento registrado no período recente, sua concentração não sugere efeito potencialmente tóxico e nem enriquecimento significativo. O Pb, como discutido anteriormente, está associado principalmente a uma maior entrada ao reservatório pela deposição atmosférica das atividades industriais da região. Os teores de fósforo tenderam a aumentar, mas os sedimentos não foram considerados poluídos de acordo com valores guia de qualidade dos sedimentos de Ontario (< 2000 mg.kg⁻¹). Os valores encontrados para o fósforo (< 2000 mg.kg⁻¹)

também estiveram de acordo com a Resolução CONAMA nº 454/2012 que estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. A primeira componente esteve, portanto, principalmente associada a um aumento de pressões antrópicas na bacia hidrográfica.

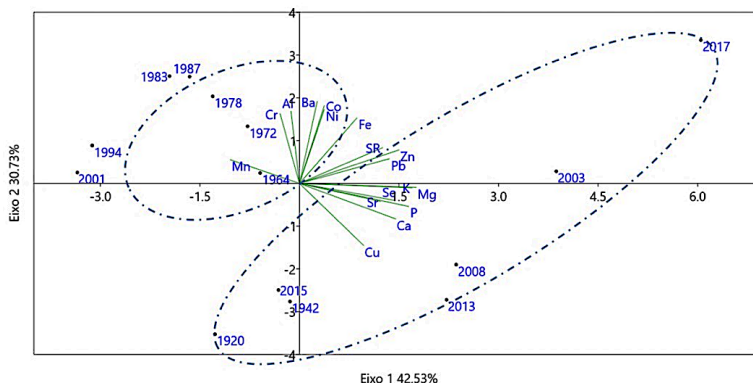


Figura 8.5: Análise de Componentes Principais aplicada a dados para perfil sedimentar coletado na área da barragem do reservatório Pedro Beicht.

Tabela 8.5: Escores de três componentes principais para as variáveis introduzidas na ACP. Valores superiores a 0,500 estão em negrito

	PC 1	PC 2	PC 3
Al	-0,071	0,800	0,540
Ba	0,149	0,909	0,210
Ca	0,808	-0,393	0,353
Co	0,209	0,864	-0,233
Cr	-0,163	0,774	0,169
Cu	0,538	-0,687	0,388
Fe	0,483	0,726	0,441
K	0,946	-0,048	0,259
Mg	0,984	-0,044	0,085
Mn	-0,582	0,263	0,671
Ni	0,208	0,819	-0,337
P	0,918	-0,255	0,004
Pb	0,756	0,274	-0,214
Sr	0,682	-0,200	0,689
Zn	0,839	0,371	-0,225
SR	0,701	0,398	-0,384

Em contrapartida, a componente 2 foi influenciada pelos teores de Al, Ba e Co, e a componente 3 pelos teores de Al, Mn, Sr, todos elementos de fonte geogênica. Embora a ACP mostre que o período mais recente tende a apresentar maiores concentrações de metais, fósforo e as maiores taxas de sedimentação (SR), estes aumentos não foram significativos a ponto de classificarmos o ambiente como poluído. Entretanto, sugere um aumento de impactos na região e serve como alerta para atenção aos usos do solo na bacia hidrográfica do reservatório.

Heterogeneidade Espacial

Os metais nos sedimentos superficiais tenderam a apresentar menores concentrações na região a montante, aumentando em direção à barragem (Fig. 8.6). Os menores teores de metais na parte alta do reservatório podem ser atribuídos à predominância de partículas de maior granulação, característica das áreas

fluviais de reservatórios (KIMMEL; LIND, PAULSON, 1991; CARDOSO-SILVA *et al.*, 2018). Tanto a região da barragem quanto a região transitória apresentaram maior semelhança entre si, corroborada pela análise de agrupamento (Fig. 8.7). A estatística descritiva básica dos teores de metais nos sedimentos superficiais encontra-se na Tab. 8.6. O coeficiente de variação tendeu a ser mais elevado, principalmente devido aos menores teores de metais na parte alta do reservatório. Apesar das diferenças nas concentrações dos elementos nas diferentes áreas, observa-se que não há valores indicativos de enriquecimento para nenhum metal avaliado ($FE < 2,0$). Os valores dos metais nos sedimentos superficiais não apontaram efeitos adversos à biota (metais $< TEL$). No entanto, ao analisar os resultados do perfil sedimentar, nota-se um aumento nos impactos antrópicos no reservatório desde os anos 2000, indicando a necessidade de uma gestão adequada para que a qualidade ambiental seja mantida.

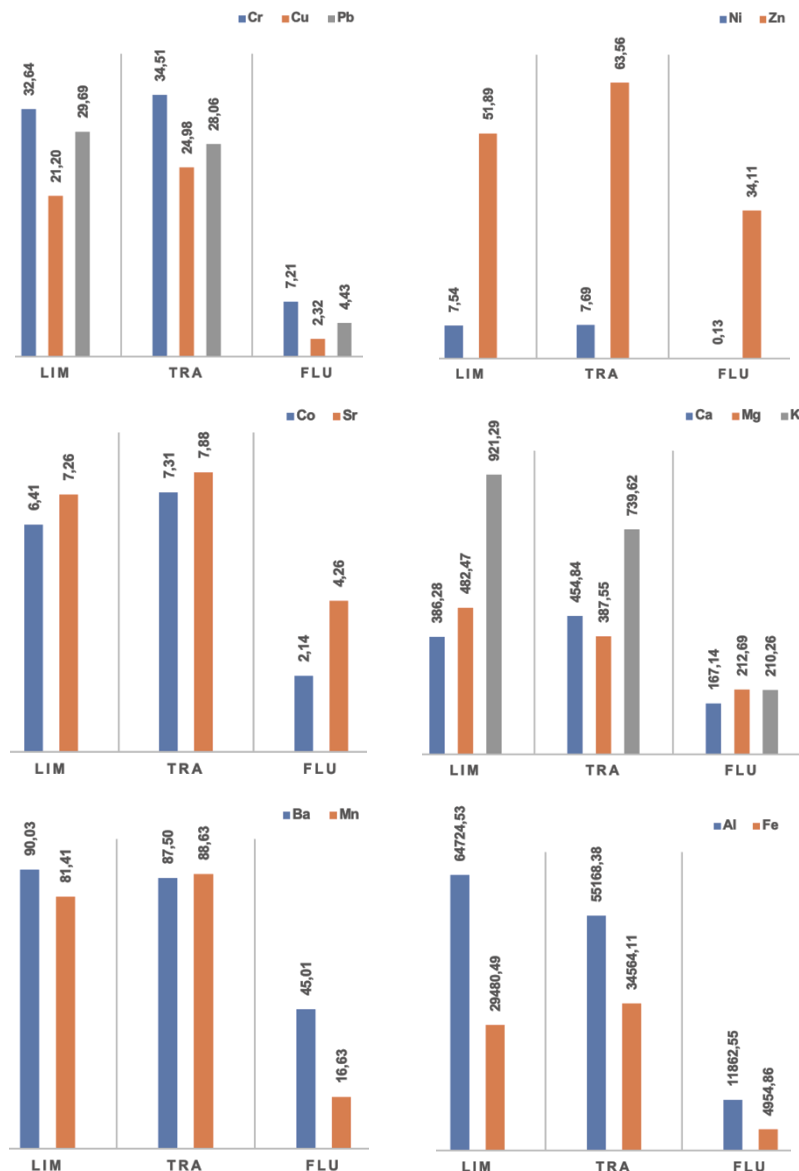


Figura 8.6: Concentrações de metais nos sedimentos superficiais do reservatório Pedro Beicht. LIM: área limnética; TRA: área de transição; FLU: área fluvial.

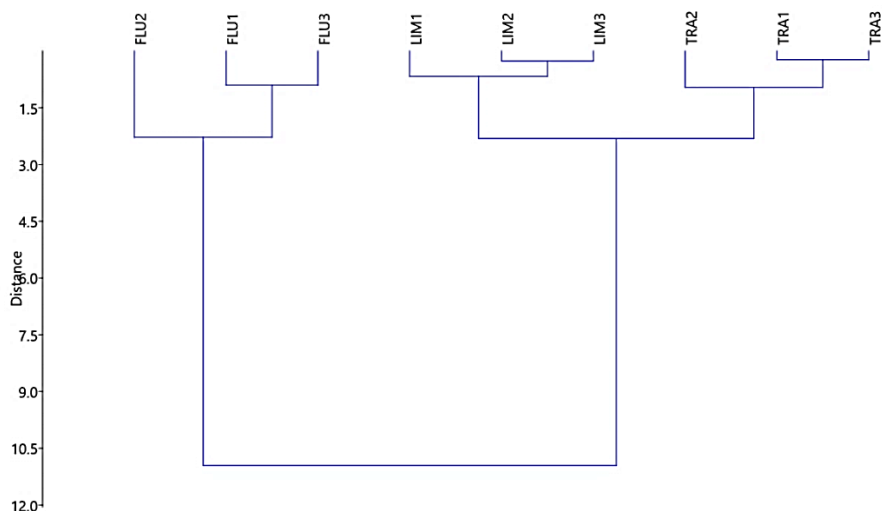


Figura 8.7: Análise de agrupamento para amostras de sedimentos superficiais do reservatório Pedro Beicht, LIM: área limnética; TRA: área de transição; FLU: área fluvial.

Tabela 8.6: Estatística descritiva para variáveis dos sedimentos superficiais do reservatório Pedro Beicht: média, desvio padrão (DP), mínimo (Min), máximo (Max) e coeficiente de variação (CV%)

n=9	Metais (mg .kg ⁻¹)					FE	
	Min	Max	Média	DP	CV	Média	DP
Al	8126,44	68414,35	43918,49	24548,32	55,90	-	-
Fe	3401,38	35265,05	22999,82	13750,92	59,79	1,10	0,21
Ba	31,29	92,87	74,18	22,95	30,94	1,76	0,90
Ca	86,23	483,47	336,09	138,25	41,14	0,97	0,38
Co	1,46	7,68	5,29	2,43	45,92	1,40	0,36
Cr	5,07	35,64	24,79	13,28	53,58	1,33	0,13
Cu	1,03	25,87	16,17	10,55	65,26	0,23	0,09
K	136,74	1008,11	623,72	325,87	52,25	0,85	0,11
Mg	173,67	520,71	360,90	121,75	33,73	1,17	0,61
Mn	12,94	92,06	62,23	34,49	55,43	0,95	0,11
Ni	0,54	7,94	5,12	3,81	74,30	0,89	1,09
Pb	2,51	30,69	20,73	12,39	59,78	0,79	0,13
Sr	3,07	8,22	6,47	1,79	27,72	1,64	0,94
Zn	19,33	65,71	49,85	14,48	29,04	1,65	0,99
P	65,34	432,88	316,14	142,06	44,93	1,33	0,38

CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em relação à heterogeneidade espacial, observou-se que no reservatório Pedro Beicht, tanto as áreas de transição quanto limnética apresentam maior semelhança em termos de composição de metais e fósforo. Dessa forma, para fins de monitoramento, essas áreas se mostram particularmente relevantes devido à sua propensão ao acúmulo destes potenciais contaminantes. A heterogeneidade temporal permitiu o estabelecimento de valores de referência e mostrou que o reservatório, apesar de estar inserido numa área de proteção ambiental apresentou incrementos de alguns elementos, principalmente a partir da década de 2000. A despeito das diferenças nas distribuições de elementos não foi encontrado enriquecimento significativo e os efeitos adversos à biota são improváveis a maior parte do tempo. Apesar da boa condição do reservatório os dados chamam a atenção para a

emissão de poluentes na região. Este trabalho serve como suporte para gestores e tomadores de decisão, preenchendo lacunas nos dados do monitoramento efetuado na região.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA E SANAMENTO BÁSICO. ANA. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil 2012**. Brasília: ANA/MMA, 2013.
- ALMEIDA, G. A. D.; WEBER, R.; R. Fármacos na represa Billings. **RESMA**, v. 6, n. 2, p. 7-13, 2005.
- APPLEBY, P. G.; OLDFIELD. F. The calculation of Lead-210 dates assuming constant rate of supply of unsupported 210Pb to the sediment. **CATENA**, v. 5, n. 1, p. 1-8, 1978.
- BENNION, H. *et al.* Defining reference conditions and restoration targets for lake ecosystems using palaeolimnology: a synthesis. **Journal of Paleolimnology**, v. 45, p. 533-544, 2011.
- BIAMONT-ROJAS, I. E. *et al.* Ecotoxicology and geostatistical techniques employed in subtropical reservoirs sediments after decades of copper sulfate application. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 44, p. 1, 2022.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 454**, de 01 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Brasília: CONAMA, 2012.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. CCME. **Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: summary tables**. Winnipeg: CCME, 2001.
- CARDOSO-SILVA, S. *et al.* An abiotic typology and reference conditions for nutrients and chlorophyll-a in subtropical reservoirs (São Paulo State, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 37, p. 1, 2021.
- CARDOSO-SILVA, S. *et al.* Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. **Bioikos**, v. 28, p. 31-43, 2014.
- CARDOSO-SILVA, S. *et al.* Paleolimnological evidence of environmental changes in seven subtropical reservoirs based on metals, nutrients, and sedimentation rates. **CATENA**, v. 206, p. 105432, 2021b.
- CARDOSO-SILVA, S. *et al.* Temporal and spatial accumulation of heavy metals in the sediments at Paiva Castro Reservoir (São Paulo, Brazil). **Environmental Earth Sciences**, v. 75, p. 1-16, 2016.
- COLLINS, S. L. *et al.* Temporal heterogeneity increases with spatial heterogeneity in ecological communities. **Ecology**, v. 99, n. 4, p. 858-865, 2018.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. SABESP. São Paulo: SABESP, 2022. Disponível em: <http://www.sabesp.com.br>. Acesso em: 01 maio 2023.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2023**. São Paulo: CETESB, 2023.
- DESHMUCK, I. **Ecology and tropical biology**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1986.
- DEVESA-REY, R.; DÍAS-FIERROS, F.; BARRAL, M. T. Assessment of enrichment factors and grain size influence on the metal distribution in riverbed sediments (Anllóns River, NW Spain). **Environmental Monitoring Assessment**, v. 179, p. 371-388, 2011.
- DUTILLEUL, P. Spatial heterogeneity and the design of ecological field experiments. **Ecology**, v. 74, p. 1646-1658, 1993.

- EUROPEAN UNION. Directive 2000/60/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. **EUR-Lex**, 22 Dec. 2000.
- FIGUEIRA, R. C. L. *et al.* Distribution of ^{137}Cs , ^{238}Pu and $^{239+240}\text{Pu}$ in sediments of the southeastern Brazilian shelf–SW Atlantic margin. **Science of the Total Environment**, v. 357, n. 1-3, p. 146-159, 2006.
- FU, H. *et al.* Seasonal and long-term trends in the spatial heterogeneity of lake phytoplankton communities over two decades of restoration and climate change. **Science of the Total Environment**, v. 748, p. 141106, 2020.
- GARGIULO, J. R. B. C. *et al.* Taquacetuba compartment: contribution of tributaries and Billings Reservoir (SP) in water and sediment quality. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 34, p. 1-11, 2022.
- GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. São Paulo: Artmed, 2011.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001.
- JOSENDE, M. E. *et al.* Genotoxic evaluation in two amphibian species from Brazilian subtropical wetlands. **Ecological Indicators**, v. 49, p. 83-87, 2015.
- KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. *In*: THORTON, K. W. *et al.* (Eds.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: John Wiley, 1990. p. 133-193.
- LEAL, P. R. *et al.* Impact of copper sulfate application at an urban Brazilian reservoir: a geostatistical and ecotoxicological approach. **Science of the Total Environment**, v. 618, p. 621-634, 2018.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. Amsterdam: Elsevier Science, 1998.
- LÓPEZ-DOVAL, J. *et al.* Ecological and toxicological responses in a multistressor scenario: are monitoring programs showing the stressors or just showing stress?: a case study in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 540, p. 466-476, 2016.
- MAHIQUES, M. M. *et al.* Anthropogenic influences in a lagoonal environment: a multiproxy approach at the Valo Grande mouth. Cananéia-Iguape System (Se Brazil). **Brazilian Journal Oceanography**, v. 5, n. 4, p. 325-337, 2009.
- MARGALEF, R. **Ecologia**. Barcelona: Omega, 1991. 951 p.
- MARING, T. *et al.* Airborne particulate matter and associated heavy metals: a review. **Macromolecular Symposia**, v. 407, n. 1, p. 2100487, 2023.
- MENDHAM, J. *et al.* **Análise química quantitativa**. São Paulo: LTC, 2002. 462 p.
- MILNE, B. T. Heterogeneity as a multiscale characteristic of landscapes. *In*: KOLASA, J.; PICKETT, S. T. A. (Ed.). **Ecological heterogeneity**. New York: Springer Verlag, 1991. p. 69-84.
- POMPÊO, M. L. M. *et al.* Biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano (Reservatório Guarapiranga - São Paulo (SP). Brasil): há toxicidade potencial e heterogeneidade espacial? **Geochimica Brasiliensis**, v. 27, n. 2, p. 104-119, 2013.
- RODRIGUES, E. H. C.; CARDOSO-SILVA, S. O reservatório Pedro Beicht. *In*: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. (Orgs.). **Reservatórios que abastecem São Paulo: problemas e perspectivas**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2020. p. 83-91.
- SANTO-MACHADO, L. *et al.* Environmental factors related to the occurrence of potentially toxic cyanobacteria in Guarapiranga reservoir. SP. Brazil. **Revista Ambiente e Água**, v. 11, n. 4, p. 810-818, 2016.
- SMOL, J. P. Paleolimnology: long-term reconstructions of environmental change. *In*: MEHNER, T.; TOCKNER, K. (Eds.). **Encyclopedia of inland waters**. 2. ed. Amsterdam: Elsevier, 2022. p. 401-409.

SMOL, J. P. **Pollution of lakes and rivers-a paleoenvironmental perspective**. Oxford: Blackwell, 2008.

SOUTO-OLIVEIRA, C. E. **Avaliação da composição isotópica do chumbo e da distribuição elementar nos sedimentos da represa Pedro Beicht, Cotia, São Paulo**. 2011. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Química, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

SOUTO-OLIVEIRA, C. E. *et al.* Effect of vehicular traffic, remote sources and new particle formation on the activation properties of cloud condensation nuclei in the megacity of São Paulo, Brazil. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 16, n. 22, p. 14635-14656, 2016.

STEIN, A.; KREFT, H. Terminology and quantification of environmental heterogeneity in species-richness research. **Biological Reviews**, v. 90, n. 3, p. 815-836, 2015.

SWEET, C. W.; WEISS, A.; VERMETTE, S. J. Atmospheric deposition of trace metals at three sites near the great lakes. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 103, p. 423-439, 1998.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; GALLI, C. S. Reservatórios da região metropolitana de São Paulo: consequências e impactos da eutrofização e perspectivas para o gerenciamento e recuperação. *In*: TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; GALLI, C. S. (Eds.). **Eutrofização na América do Sul**: causas, consequências e tecnologias de gerenciamento e controle. São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia, 2006. p. 161-182.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL AGENCY. EPA. **Method 3050B**: acid digestion of sediments, sludges and soil. Washington: EPA, 1996.

WIKLUND, J. A. *et al.* Atmospheric trace metal deposition to remote Northwest Ontario, Canada: anthropogenic fluxes and inventories from 1860 to 2010. **Science of the Total Environment**, v. 749, p. 142276, 2020.

CAPÍTULO 9

ASSOREAMENTO EM RESERVATÓRIOS

Raoul Henry

Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus de Botucatu

Autor correspondente: r.henry@unesp.br

RESUMO

Nesta resenha, o conceito de assoreamento em reservatórios é apresentado e a sua consequência na perda de vida útil é mencionado. Entre os fatores causadores do assoreamento nas represas, pode-se elencar: a precipitação e o escoamento das águas, a formação geológica e os usos dos solos na bacia, a topografia e a composição granulométrica dos sedimentos transportados. Os métodos de produção de sedimentos advindos da bacia, determinando assoreamento, são descritos e exemplos são apresentados. Métodos de determinação da perda de vida útil dos reservatórios e sua aplicação para reservatórios são comentados. Erosão nas margens dos reservatórios é fonte adicional de sedimentos nos ambientes lacustres artificiais, fatores causadores e estudos de casos são relatados. Para mitigação dos impactos do assoreamento em reservatórios, boas práticas nos usos dos solos na bacia onde estão inseridos esses ambientes aquáticos revelam-se necessários.

INTRODUÇÃO

O assoreamento pode ser definido como o processo de acumulação de sedimentos que ocorre em ambientes aquáticos, como os reservatórios, por seu aporte pelos seus tributários. Os sedimentos, provenientes das bacias de drenagem, são introduzidos nos cursos d'água por escoamento superficial e transportados até os reservatórios. Em função do tempo de residência dos ambientes lênticos artificiais e da composição granulométrica dos sedimentos, são detidos nos sistemas, por deposição. Ao longo de um período de tempo, o processo de acumulação de sedimentos representa uma perda do volume total dos reservatórios bem como do volume útil. A diferença entre volume total e volume útil constitui o que é designado de “volume morto”.

O volume útil representa o volume de água do reservatório incluído entre o nível mínimo e o nível máximo de água operacional. O volume morto corresponde à quantidade de água presente desde o nível mínimo operacional até o fundo do reservatório. No fundo do volume morto, acumulam-se os sedimentos introduzidos pelos tributários. Caso o reservatório tem como finalidade a geração de energia hidrelétrica ou o abastecimento, é importante que o processo de assoreamento seja o mais lento possível, para que não ocorra uma redução substancial do seu volume útil, prolongando ao máximo seu tempo de vida.

O assoreamento é um processo que envolve a geração, o transporte e a deposição de sedimento. No caso dos reservatórios, os fatores que afetam a deposição são: a quantidade de sedimento introduzido no sistema, a capacidade de retenção do lago artificial, a quantidade acumulada de sedimento e o modo de operação do reservatório (BRUNE; ALLEN, 1941 *apud* CABRAL, 2005). Os sedimentos são provenientes das bacias de drenagem e vários fatores são determinantes para o seu transporte pelos tributários. Incluem: a quantidade e a intensidade das chuvas, o tipo de solo e a formação geológica, a cobertura e os usos do solo, a ausência/presença de mata ciliar, a topografia (declividade das vertentes), a erosão das terras, o escoamento superficial e a composição granulométrica do sedimento (CABRAL, 2005). O fogo é fator predisponente da erosão dos solos quando acomete bacias florestadas (TERÊNCIO *et al.*, 2020). A morfologia do canal do tributário é outro parâmetro que afeta o transporte de sedimento para os reservatórios (CABRAL, 2005).

Em nível de escala planetária, as estimativas da quantidade de sedimentos transferidos dos continentes para os oceanos variam de 9,3 a 58 G ton. ano⁻¹, porém o quantitativo mais provável está compreendido entre 15 e 20 G ton. ano⁻¹ (VÖRÖSMARTY *et al.*, 2003). Com a presença de barragens na trajetória de muitos rios no planeta, a sua implementação teve como consequência uma retenção média global de 30% do total do fluxo de sedimentos, da ordem de 4 a 5 G ton. ano⁻¹, devida à modificação da “idade” dos rios, estimada entre 16 e 26 dias, para cerca de 60 dias, função da presença de barragens no seu trajeto (VÖRÖSMARTY *et al.*, 2003).

Vários trabalhos na literatura internacional têm mostrado que a problemática do assoreamento em reservatórios é universal e a preocupação com a vida útil destes ambientes é permanente. Por exemplo, Viseras *et al.* (2009) relataram como o assoreamento de um reservatório é um processo, que em determinadas condições, pode ter ocorrência rápida, como foi o caso para o reservatório de Alhama de Granada (Espanha). Trinta anos após a sua construção em 1974, o reservatório tinha o seu volume reduzido em 80%, a sua área de superfície diminuída em 66% e o seu perímetro em 64%. Da mesma forma, um pequeno reservatório situado em reserva florestal na Nigéria teve uma redução em seu volume em 35% em 36 anos e sua expectativa de vida remanescente foi estimada em 76,5 anos (ONWUEGBUNAM *et al.*, 2013).

Outro exemplo dramático de assoreamento foi verificado na Usina Hidrelétrica Risoleta Neves no Rio Doce - MG, quando ocorreu o rompimento da barragem de rejeitos de minérios da Samarco em Mariana em 05 de novembro de 2015, situada a montante. Um dia após, a lama chegou ao reservatório tendo percorrido uma distância de 100 km desde a sua origem sendo trazida pelas águas dos rios Gualaxo do Norte e do Carmo, afluentes do rio Doce.

A perda de volume acarretando diminuição de vida útil é mais evidente em reservatórios de pequeno tamanho comparado com reservatórios de médio e grande porte. Segundo Hartung (1959 *apud* BOGUSLAW; ANDRZEJ, 2015), a perda média anual de volume elevar-se-ia a 0,25, 0,50 e 3% em reservatórios de grande, médio e pequeno tamanho, respectivamente. No Brasil, a perda anual de volume nos reservatórios foi estimada em $\pm 0,5\%$, que corresponde a aproximadamente 2000×10^6 m³/ano, volume maior que a capacidade de estocagem de muitos reservatórios de tamanho médio (CARVALHO; GUILHON; TRINDADE, 2000). Ainda segundo estes autores, a vida útil dos reservatórios no mundo diminuiu de 100 para 22 anos, devido à introdução

de sedimentos nos reservatórios em taxas correspondentes a 1% de seus volumes, mas obviamente variáveis para cada região dos vários continentes. A perda anual de capacidade de reservatórios situados na América Central e do Sul foi estimada em apenas 0,1%, mas, nos reservatórios da China eleva-se a 2,3% (HU *et al.*, 2018). Em reservatórios do Ceará, Araújo; Günther; Bronsted (2006) mostraram que a perda de capacidade de reservatórios inseridos em bacias rurais foi de 0,18%/ano enquanto que naqueles de bacias urbanas era cerca de três vezes maior (0,56%).

A quantidade de sedimento exportada da bacia (perdas de solo) representa uma quantidade localmente erodida, que será transferida (constituindo a chamada “Sediment Delivery Ratio” - SDR) e introduzida no reservatório, provocando assoreamento. A SDR varia em função da área da bacia hidrográfica, a inclinação do curso de água principal e o coeficiente de bifurcação da rede hidrográfica (SÁNCHEZ *et al.*, 2018). Na dependência da eficiência de retenção e do peso específico do sedimento, será em parte depositado no volume morto do ambiente lacustre artificial.

Ampla variação na produção de sedimentos, com valores estendendo-se desde 10 a > 1000 ton.km².ano⁻¹, foi relatada por Araújo; Knight (2005), após levantamento de dados de 364 bacias de drenagem com área de menos 1 ha até 6 milhões de km², distribuídas por 33 países.

A produção de sedimento pode ocorrer mesmo em bacias naturais, isto é, sem usos do solo por ação humana. Por exemplo, em estudo realizado em 5 bacias inteiramente situadas no Parque Nacional Kruger (África do Sul) e submetidas a condições ambientais desfavoráveis - aridez (precipitação total anual < 600 mm), Baade; Franz; Reichel (2012) estimaram a produção de sedimento em 55 ± 15 ton.km².ano⁻¹ para bacias com área de 12 ± 3 km² e de 11 ± 2,4 ton.km².ano⁻¹ para bacia com 100 km². Portanto, como concluíram os autores, a produção anual de sedimentos/área diminuiu com aumento da área da bacia e, não poderia ser atribuída a distúrbio humano. Pelo fato das bacias inseridas em área não sujeito à agricultura nem qualquer outro tipo de uso dos solos, as condições ambientais naturais desfavoráveis, o tipo “agressivo” das chuvas ou os solos facilmente erodíveis seriam os fatores predisponentes para a produção de sedimento neste Parque Nacional (BAADE; FRANZ; REICHEL, 2012)

Campagnoli (2006) elaborou mapas de áreas de produção potencial de sedimento para o Brasil, envolvendo as características geológicas, geomorfológicas e pedológicas das terras, a suscetibilidade à erosão, os usos dos solos e a pluviosidade anual (Fig. 9.1). O mapa elaborado permitiu distinguir cinco classes diferentes de produção de sedimento: muito baixa (< 5 ton.km².ano⁻¹), baixa (5 – 70 ton.km².ano⁻¹), moderada (70 – 200 ton.km².ano⁻¹), alta (200 – 400 ton.km².ano⁻¹) e muito alta (> 400 ton.km².ano⁻¹). A Amazônia, o Pantanal e extensões grandes, mas esparsas no Nordeste, em Minas Gerais e Bahia, são constituídas exclusivamente por áreas de baixa produção potencial de sedimento. Áreas típicas da segunda classe (baixa produção de sedimento) são registradas no Nordeste do Brasil, Minas Gerais e Bahia, e na região Sul e Sudeste. Produção potencial moderada de sedimento foi assinalada em grandes áreas que se estendem desde o Nordeste até o Rio Grande do Sul, em paralelo ao Atlântico. Áreas com produção classificada como alta foram observadas na região Centro-Oeste do Brasil e em Mato Grosso. Locais com produção potencial de sedimento muito alta foram pouco relevantes no mapa de distribuição do Brasil. Para o estado de São Paulo, predomínio absoluto de áreas com produção muito baixa a baixa de sedimento pode ser reconhecida no mapa elaborado por Campagnoli (2006).

Lira; Toledo; Mamede (2014) fizeram uma estimativa da produção de sedimentos na bacia hidrográfica do açude Pereira de Miranda, Ceará (também conhecido com açude Pentecoste, com volume de 395,63 Hm³). A bacia de drenagem deste ambiente aquático artificial inclui a montante 732 reservatórios, sendo 530 de pequeno tamanho (< 0,1 Hm³) e 202 com tamanho intermediário (entre 0,1 e 100 Hm³). A análise envolveu três cenários: o primeiro considerando somente o açude de Pentecoste, o segundo incluindo os reservatórios de tamanho intermediário e no terceiro envolvendo todos os 733 açudes. Os autores obtiveram uma produção de 4.17, 2.77 e 1.75 ton. ha⁻¹. ano⁻¹ (= 417, 277 e 175 ton. km². ano⁻¹) para os cenários 1, 2 e 3, respectivamente, e, as perdas de volume por década, expressas em percentagem, seriam de 2.58, 1.70 e 1.08%, para os três cenários respectivos mencionados. Considerando que o cenário 3 corresponde à situação real, os dados permitiram aos autores (LIRA; TOLEDO; MAMEDE, 2014) concluir que os reservatórios de pequeno tamanho, com apenas 1,83% da disponibilidade hídrica, retêm cerca de 8% do total de sedimento produzido na bacia hidrográfica. Também no Ceará, a média de introdução de sedimentos advindos de bacias de 8 reservatórios foi estimada por Araújo; Günther; Bronsted (2006) em 449 ton.km².ano⁻¹, com um mínimo de 124 ton.km².ano⁻¹ a um máximo de 1.227 ton.km².ano⁻¹ nos reservatórios do Várzea Boi e Cedro, respectivamente. O elevado valor deste último reservatório

foi atribuído pelos autores à declividade acentuada na parte superior da bacia do rio principal, à baixa conservação dos solos e elevada erosão e, ao tempo de residência elevado (4,86 anos) do ambiente aquático, o que aumentou a eficiência de retenção (ARAÚJO; GÜNTHER; BRONSTED, 2006).



Figura 9.1: Mapa de produção de sedimentos do Brasil, confeccionado por Campagnoli (2006).

A produção de sedimentos das bacias de drenagem, causando assoreamento em reservatórios, pode ser determinada a partir do potencial erosivo dos solos, usando a equação universal de perda dos solos (USLE) (SILVA *et al.*, 2003; ODHIAMBO; ROSS, 2004; SAUNITI; FERNANDES, BITTENCOURT, 2004; DUTTA, 2016). É expressa através de:

$$A = R * K * LS * C * P,$$

onde:

A é a perda de solos (expressa em ton.ha⁻¹. ano⁻¹ ou ton.km⁻². ano⁻¹);

R é o fator erosividade da chuva, ou seja, é um índice de erosão pela chuva em uma área sem proteção; é o produto da energia cinética total da chuva pela intensidade máxima, num período de 30 minutos. Como na maior

parte das vezes, não há medidas de precipitação na área da bacia, uma alternativa para a sua estimativa é aplicar o método de Fournier, calculando-se a média mensal do índice de erosão (IE, em MJ mm ha⁻¹ h⁻¹) através da razão entre o quadrado da altura da precipitação mensal (p_m , em mm) e a altura da precipitação total anual (P_a , em mm) (SILVA *et al.*, 2003). Segundo estes autores, Lombardi; Moldenhauer (1992) ajustaram uma equação para obter IE nas condições brasileiras de precipitação ($IE = 89,823 (p_m^2/P_a)$, sendo R é o somatório dos IE mensais);

K é o fator erodibilidade do solo, ou seja, é uma relação entre intensidade de erosão e intensidade de erosão da chuva num solo sem cobertura vegetal (é dependente da composição granulométrica, da permeabilidade, da textura e do conteúdo de matéria orgânica do solo, segundo SILVA *et al.*, 2003);

LS é o fator topográfico, envolve o comprimento da declividade, do rio principal (L) e a inclinação da declividade do rio principal (S);

C é fator de ocupação dos solos, isto é, é uma relação entre as perdas de solo de uma área com determinada cobertura e as perdas no mesmo local, se o solo estivesse continuamente sem cobertura; e

P é o fator práticas conservacionistas, ou seja, corresponde à relação entre as perdas de solo em terreno cultivado com prática conservacionista e as perdas de solo em cultivo sem prática.

Segundo Silva *et al.* (2003), os fatores K, C e P são de difícil obtenção, mas valores estimados podem ser obtidos após cálculos fornecidos nos trabalhos de Dutta (2016) e Rabelo; Araújo (2019). A título de exemplo, Rabelo; Araújo (2019) estimaram para a bacia do Seridó (RN) uma erosão máxima e média bruta de 165 ton. ha⁻¹. ano⁻¹ e 29 ton. ha⁻¹. ano⁻¹.

Dutta (2016) discute aplicação das várias versões da equação universal de perda dos solos, apresentadas por incluir fatores adicionais de modificação da erosão. Baseada na literatura, Dutta (2016) mencionou que a equação RUSLE 2 seria a mais adequada na estimativa da perda de solos por mostrar como a deposição modifica as características do sedimento ao longo de vertente inclinada. No reservatório Plasencia (Espanha), Sánchez *et al.* (2018) estimaram perda de sedimentos em 7 ton.ha⁻¹. ano⁻¹ usando a RUSLE 2. Rusle 2 significa *Revised Universal Soil Loss Equation, Version 2*, é um modelo avançado que prevê a erosão média anual de longo prazo pelas chuvas (http://okcca.okstate.edu/cca-exam-study/soilwater-exam-documents/copy_of_RUSLE2.pdf).

Para mostrar a variabilidade em produções de sedimento e implicações nas taxas de assoreamento e a perda de vida útil dos reservatórios, apresentaremos a seguir alguns exemplos extraídos da literatura internacional.

Rădoane; Rădoane (2005) avaliaram o assoreamento em 138 reservatórios da Romênia, como volumes variando de 1×10^6 a 1230×10^6 m³. Consideraram a situação como **muito séria** para 15 reservatórios (média dos volumes: 8 milhões de m³), sendo o tempo de vida útil (redução de 50% do volume total - T50) entre dois a 10 anos, **séria** para 30 reservatórios (média dos volumes: 35 milhões de m³), muito deles arranjados em “cascata”, visto que o T50 foi estimado entre 10 e 50 anos e **difícil** para 13 reservatórios, com T50 < 100 anos. Na primeira situação (muito séria), os reservatórios estavam localizados em bacias cuja produção de sedimento foi > 500 ton.km⁻².ano⁻¹; no segundo grupo (séria), as bacias produziam cerca de 250 ton.km⁻².ano⁻¹ e no terceiro, aproximadamente 200 ton.km⁻².ano⁻¹. Rădoane; Rădoane (2005) mencionaram também uma relação negativa entre produção de sedimento e áreas das bacias onde se inseriam os reservatórios. A despeito de que a maioria dos trabalhos menciona que a produção de sedimento (expressa em ton.km⁻².ano⁻¹) tende a diminuir com o aumento da área da bacia de drenagem (expressa em km²), há relatos de ocorrência de relação positiva ou fracamente positiva. Vente *et al.* (2007) fizeram uma revisão da literatura e concluíram, que a produção de sedimento não é função exclusiva da área de drenagem da bacia, visto que outros fatores como declividade (topografia), cobertura dos solos, litologia e clima e processos de erosão dominantes, seja por remoção de sedimentos dos solos ou por atividade do rio no seu canal afetam o tipo de relação encontrado.

No reservatório de Malampuzha (estado de Kerala, Índia), Gopinath; Ashitha; Jayakumar (2014) verificaram que o seu volume inicial de 226 Mm³ foi reduzido em 9,2% em 55 anos sendo o volume morto diminuído em 47,5% de sua capacidade inicial. A introdução de sedimentos no reservatório, com taxa de deposição estimada em 16,95 mm/ano, foi atribuída à redução da área florestada na bacia de drenagem (23% no período de 1990 a 2010), um aumento da área agrícola (7,9%) e, também resultante de um aumento em 3,5% de depósito aluvial no seu entorno, além de uma elevação da mineração de areia nos rios afluentes, afetando a vegetação riparia e a ecologia fluvial (GOPINATH; ASHITHA; JAYAKUMAR, 2014).

Boguslaw; Andrzej (2015) obtiveram perdas de volume total variando de 0.06 a 5.8% em reservatórios da Polônia e tempos de vida útil (T50) de 8 a 555 anos. Os autores fizeram estudo comparativo envolvendo 4

conjuntos de reservatórios (dois na Polônia e dois nos USA) e mostraram que a relação formada entre as taxas de assoreamento média anual (S_A) e as intensidades de assoreamento (S_I) foi uma exponencial negativa. Obtiveram também este ajuste (exponencial negativo) quando S_A dos reservatórios era relacionado com a razão volume dos reservatórios e área das bacias respectivas.

Em São Paulo, Coelho (1993) relatou que a quantidade de sedimento depositado em 40 anos no reservatório de Americana correspondeu a 8,86% da capacidade total do ecossistema artificial, o que significa uma perda média anual de 0,22% do seu volume. Mencionou ainda o autor que 80% do sedimento introduzido foi depositado no terço superior do reservatório.

Para avaliação da acumulação de sedimento, provocando assoreamento em reservatórios, vários métodos podem ser cogitados envolvendo medidas que diferem na escala temporal (FOSTER *et al.*, 1990; ARAÚJO; KNIGHT, 2005). Análise de processos de curto prazo (de 1 dia a 60 anos) envolveria medidas diretas (como por exemplo, medição da carga de sedimento introduzido); nos processos de duração média (1 a 130 anos), a pesquisa seria feita através do levantamento da diferença de topografias dos reservatórios num intervalo de tempo e, nos processos de mais longo prazo (15-20000 anos), seria utilizada uma investigação paleo-hidrológica, utilizando radio nucleotídeos, como o ^{210}Pb , que permitiria estimar as taxas de sedimentação. Em trabalho recente, Sedláček *et al.* (2022) advogaram por uma combinação de métodos envolvendo conhecimento sobre as vazões de tributários, cargas e textura de sedimentos transportados, levantamentos da topografia de fundo de reservatório por sonar e radar combinado com dados estratigráficos da distribuição dos sedimentos por inúmeros locais do ambiente. A junção destes métodos permitiria a determinação dos padrões de sedimentação, a sua estrutura e o tamanho das partículas depositadas nos eixos longitudinal e transversal dos reservatórios. Resultaria o valor de perda de capacidade e a determinação da eficiência de retenção, baseados no conhecimento da geometria do reservatório, sendo também afetado pela variabilidade no seu manejo (SEDLÁČEK *et al.*, 2022).

O método topográfico (através da batimetria) consiste em medir a variação de volume (total ou útil) de um reservatório, comparando-se os valores num intervalo de tempo (anos) (ODHIAMBO; BOSS, 2004; ALBERTIN; MATOS; MAUAD, 2010). A diferença de volume entre os dois tempos sucessivos corresponde à quantidade de sedimentos introduzidos. A perda de volume anual será a razão entre esta diferença e o período de tempo entre as duas medidas de volume. Dividindo-se a perda de volume (expressa em m^3) pela área de superfície do reservatório (em m^2) pode-se obter a altura (em m) da coluna de sedimentos depositados em toda a sua extensão, considerando por hipótese uma distribuição homogênea para todos os compartimentos do ecossistema artificial. A razão entre altura e intervalo de tempo (anos) nas medidas de volume (inicial e atual) fornece uma estimativa de taxa de sedimentação (cm/ano).

Na Tab. 9.1, é mostrada a gama de variação das taxas de sedimentação estimadas para alguns reservatórios do Brasil, a partir de dados obtidos na literatura especializada, considerando a variação de seus volumes num período de tempo acima de uma década. Os valores variam amplamente, desde < 1 cm/ano, como por exemplo, nos reservatórios de Manso, MT (usos: UHE e controle de cheias), dos Mottas, SP (controle de inundações) e Alagados, PR (abastecimento) a mais de 5 cm/ano, como nas UHE de Três Irmãos, SP, Cachoeira Dourada MG/GO, nas PCHs de Cachoeirão, MG e de Itiquira, MT e no sistema de abastecimento de Vacacaí-Mirim, RS e do Torto, DF (Tab. 9.1). As diferenças observadas podem ser atribuídas às peculiaridades em cada reservatório, como usos e textura do solo nas bacias de drenagem de seus tributários, bem como a eficiência de retenção dos sedimentos introduzidos, em parte dependente do tempo de residência dos ecossistemas artificiais em análise e da composição dos sedimentos introduzidos.

Negreiros; Lima Neto (2014) fizeram um estudo comparativo utilizando três metodologias distintas para estimar as taxas de assoreamento de açudes do nordeste, em especial do Ceará, mas envolvendo também reservatórios de outras regiões do Brasil. Além de obter a quantidade de sedimento proveniente das bacias de drenagem respectivas, a partir da equação universal de perdas do solo (USLE) e avaliar seu transporte e retenção nos reservatórios, outra abordagem foi estimar o assoreamento a partir de uma equação simplificada, função do volume inicial do reservatório, da massa específica aparente seca do sedimento, do fator de erosividade e de um coeficiente – taxa de retenção de sedimento, ajustado para reservatórios do semi-árido cearense (LIMA NETO; WIEGAND; ARAÚJO, 2011). O terceiro método aplicado foi uma simplificação do método de Lima Neto; Wiegand; Araújo (2011), que consistiu em levar em conta o efeito da variação das precipitações (mensais e médias anuais) em cada local de medida no fator erosividade e nas taxas de retenção de sedimentos em cada reservatório, calculando a seguir a diferença no volume dos reservatórios considerando que as séries de precipitações observadas poderiam ser reproduzidas ao longo do período de tempo analisado (100 anos). Comparando o

assoreamento em 32 reservatórios, Negreiros; Lima Neto (2014) obtiveram diferença inferior a 30% nos dados calculados para cada ambiente aquático usando as três diferentes metodologias.

Tabela 9.1: Taxas de sedimentação (T.S.) em reservatórios brasileiros. EE – energia elétrica; A – abastecimento; PCH – pequena central hidroelétrica; CC – controle de cheia

Reservatório	Finalidade	Anos (medida)	Volume Inicial (10^6m^3)	Volume (10^6m^3)	Perda volume (10^6m^3)	Área (km^2)	\bar{Z} (m)	T.S. (cm/ano)	Autor(es)
Três Irmãos, SP	EE	1972-2008	13371,21	11499,2	1871,97	756,54	2,47	6,87	Albertin <i>et al.</i> (2010)
Cedro, CE	A	1906-2000	125,7	105,1	20,6	17,45	1,18	1,40	Araujo <i>et al.</i> (2006)
Várzea do Boi, CE	A	1954-2000	51,9	46,1	5,8	10,40	0,56	1,22	Araujo <i>et al.</i> (2006)
Várzea da Volta, CE	A	1919-2000	12,5	11,0	1,5	2,61	0,57	0,70	Araujo <i>et al.</i> (2006)
Acarape do Meio, CE	A	1924-1997	34,1	31,4	2,7	2,20	1,23	1,68	Araujo <i>et al.</i> (2006)
São Mateus, CE	A	1954-2000	10,34	8,9	1,44	2,35	0,61	1,33	Araujo <i>et al.</i> (2006)
Santo Anastácio, CE	A	1918-2003	0,51	0,27	0,24	0,128	1,88	2,21	Araujo <i>et al.</i> (2006)
Cachoeirão, MG	PCH	1999-2012	5,44	4,58	0,87	0,67	1,30	10,00	Brito (2013)
Cachoeira Dourada, MG/GO	EE	1959-2005	504	310	194	74	2,62	5,70	Cabral <i>et al.</i> (2006)
Itiquira, MT	PCH	1982-1999	4,8	2,4	2,4	3,7	0,65	3,82	Carvalho <i>et al.</i> (2000)
Vacacaí-Mirim, RS	A	1997-2001	3,477	3,248	0,229	0,74	0,31	7,75	Dill (2002)
Torto, DF	A	1988-2003	0,46	0,243	0,217	0,183	1,19	7,93	Fonseca (2011)
Alagados, PR	A	1984-2007	27,7	27,675	0,025	7,135	0,003	0,02	Lemos <i>et al.</i> (2014)
Tanque Grande, SP	A	1958-2008	0,0871	0,0566	0,0305				Silva <i>et al.</i> (2011)
Manso, MT	UHE	1 ano	7300	7298,6	1,416	427	0,0033	0,3	Silva (2009)
Dos Mottas, SP	CC	1967-1999	3,703	3,092	0,611	28,078	0,022	0,07	Simões <i>et al.</i> (2007)

Uma comparação nas taxas de assoreamento (expressas em % de perda de volume por década) permite verificar que a média obtida para os açudes do Ceará foi mais baixa que aquelas estimadas para os demais açudes do Nordeste e de reservatórios do Brasil (Tab. 9.2). Negreiros; Lima Neto (2014) mencionam que as baixas taxas encontradas nos açudes do Ceará em relação às demais do Nordeste poderiam ser atribuídas provavelmente à diferença na quantidade de sedimentos introduzidos, maior nos açudes de montante em comparação com os de jusante.

Tabela 9.2: Taxas de assoreamento (% de perda de volume/década) para açudes do Ceará, do Nordeste (excluindo Ceará) e de reservatórios do Brasil (calculadas a partir dos dados de Negreiros; Lima Neto, 2014)

Açudes/ Reservatórios	$\bar{X} \pm SD$	CV (%)	n
Ceará	1,90 \pm 0,95	50	9
Nordeste	5,90 \pm 2,22	38	5
Brasil (CO, SE e S)	5,52 \pm 4,26	77	18

A distribuição dos sedimentos, advindos de bacias de drenagem, pode diferir no interior dos reservatórios, função de sua configuração. Se assumirmos um formato cônico para os reservatórios de grande tamanho, a deposição de sedimentos poderia ocorrer em paralelo ao seu perímetro úmido, poder-se-ia dar de forma proporcional às variações da profundidade da água ou acumular-se de forma concentrada no fundo dos ambientes. Campos *et al.* (2018) mostraram para reservatórios de grande porte do Ceará (Brasil) que o segundo tipo mencionado anteriormente é o mais frequente. Quando esses autores relacionaram a sedimentação, com a vazão regularizada, a sangria e perdas por evaporação, verificaram menor impacto nos reservatórios, com deposição de sedimentos em paralelo ao perímetro úmido.

O assoreamento pode ser estimado como perda de volume para o reservatório como um todo, mas podemos considerar a contribuição dos tributários individualmente. Maia; Villela (2010) mostraram o papel de cada afluente na taxa de assoreamento do reservatório de Promissão, SP. Dos cinco tributários estudados, quatro

contribuíram com uma taxa de assoreamento de 3,8 a 30,0% do volume morto na zona de suas desembocaduras no reservatório; dois foram responsáveis por taxa de assoreamento de 3,3 a 20,0% do volume útil. De todos os afluentes, o único desembocando na margem esquerda do reservatório de Promissão era responsável por uma perda 33,3% do volume total na zona de sua foz (MAIA; VILLELA, 2010).

Além do método topográfico, outra maneira de avaliar a taxa de assoreamento – o método sedimentométrico – consiste em medir a taxa de deposição de material sólido em câmaras de sedimentação e calcular a quantidade de sedimento depositado anualmente no reservatório (BUFON; LANDIM; MELO, 2009). Aplicando esta metodologia em nove locais da Represa Cachoeira de Cima (Mogi Guaçu, SP) em três meses sucessivos na estação seca e também no período chuvoso, Buffon *et al.* (2014) constataram para as taxas de sedimentação uma variabilidade espacial (40,7 mg.cm⁻², maior valor no ano, na estação próxima à entrada do principal tributário da represa) e temporal (0,27 mg.cm⁻², menor valor em local junto à barragem). A sedimentação no reservatório foi estimada 21,5 kg.m⁻².ano⁻¹ e a expectativa de vida em 75 anos (BUFON *et al.*, 2014).

Em nível paleo-hidrológico, o uso de radionuclídeos, como o ²¹⁰Pb, é uma ferramenta importante para a datação do sedimento e na determinação da sedimentação em reservatório, que pode ocorrer em escala temporal de longo prazo, função das alterações dos usos do solo na bacia de drenagem e de seus processos internos. Quando associado a materiais presentes no sedimento (que constituem os chamados “indicadores ecológicos”), como pólen, frústulas de diatomáceas, quironomídeos, restos de quitina de zooplâncton, ovos de resistência, substâncias orgânicas, como pigmentos, além de nitrogênio, fósforo, carbono e metais, permite reconstituir o histórico evolutivo de sua deposição (FERREIRA *et al.*, 2015). Em trabalho recente, os autores fizeram uma descrição detalhada da metodologia de datação dos sedimentos depositados no fundo de reservatórios, pelo radionuclídeo ²¹⁰Pb. Este isótopo numa coluna de sedimento pode provir da atmosfera e é chamado de “²¹⁰Pb não suportado” ou alóctone, e ser associado aos processos de sedimentação, como pode ser originado no próprio sedimento de seus precursores, através do decaimento de ²²⁶Ra sem escape de ²²²Rn, e neste caso é designado de “suportado” (FERREIRA *et al.*, 2015). O ²¹⁰Pb não suportado pode ser quantificado através da diferença entre o ²¹⁰Pb total na amostra de sedimento e o ²¹⁰Pb suportado, que por estar em equilíbrio com os seus precursores, pode ser medido por algum deles, como o ²²⁶Ra (FERREIRA *et al.*, 2015). Conforme mencionam os autores, a variação temporal na atividade do ²¹⁰Pb não-suportado ocorre na forma de um decaimento exponencial com o tempo usando o modelo CIC (*Constant Initial Concentration*) para cálculo da taxa de sedimentação (cm/ano).

No braço Rio Grande, da Represa Billings (São Paulo, SP), Fávaro *et al.* (2007) mostraram a ocorrência de diferenças espaciais nas taxas de sedimentação a partir da análise de 4 “cores”, dois a montante junto às zonas de desembocadura do Rio Grande e do Ribeirão Pires, um na zona central e outro situado junto ao local de captação de água. A média das taxas de sedimentação para os 4 locais foi de 0,86 cm/ano, mas variou amplamente, desde 0,61 cm/ano a 1,22 cm/ano, conforme a origem do “core”. Ao examinar a deposição de sedimento no perfil vertical, Fávaro *et al.* (2007) verificaram também a ocorrência de dois “pulsos” de sedimentação, em especial nos locais junto à desembocadura dos dois cursos de água. O primeiro “pulso” foi assinalado para as décadas de 40 e 50 do século passado e o segundo, mais recente (décadas de 70 a 90), com taxas de sedimentação de 2,5 cm/ano.

Costa-Böddeker *et al.* (2012) mostraram a ocorrência de um incremento nas taxas de sedimentação na escala evolutiva recente num açude urbano (Lagoa das Graças, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo). A partir de 4 cores de sedimento coletados em julho de 2005, usando o ²¹⁰Pb para a datação do sedimento e o modelo CIC para cálculo, os autores estimaram as taxas de sedimentação em 0,02 g.cm⁻².ano⁻¹ (nas amostras distribuídas entre 1919 e 1985), em 0,03 g.cm⁻².ano⁻¹ (para 1991), aumentando para 0,10 – 0,12 g.cm⁻².ano⁻¹ (em 2001-2002) para atingir 0,27 g.cm⁻².ano⁻¹ (em 2004). A elevação em 1991 foi relacionada a um episódio de erosão constatada em uma das margens da lagoa. O aumento significativo observado no início da década seguinte ocorreu, após seguida proliferação de aguapés na lagoa (de 1994 a 1998). A taxa de sedimentação estimada para 2004 foi atribuída à mudança de estado da lagoa, de eutrófico para hipertrófico, após a remoção das plantas aquáticas flutuantes da lagoa.

Ferreira (2012) coletou em 5 pontos distintos do Açude Saco I, Serra Talhada, PE (volume 36 milhões de m³ e área de superfície 5,65 milhões de m²), sedimento até 10 cm de profundidade e fez a sua datação com ²¹⁰Pb. Usando o modelo CRS (*Constant Rate of Supply*), calculou as taxas de sedimentação das amostras superpostas nos “cores” e obteve para o açude uma gama de variação de 0,01 a 0,23 cm/ano. Verificou que as taxas de sedimentação aumentaram com a profundidade de origem das amostras e que as amostras mais recentes (mais superficiais) apresentavam valores mais baixos. Segundo Ferreira (2012), as taxas de sedimentação não tinham

relação aparente com a pluviometria, nem com a declividade do entorno do açude, mas estavam relacionadas com uma combinação de fatores como usos do solo, textura e granulometria do solo e drenagem na área de estudo. Usando o valor de $z_{\max} = 16\text{m}$, Ferreira (2012) estimou o tempo de vida útil do Açude Saco I, obtendo valores variando de 7.000 a 160.000 anos, usando as taxas de sedimentação de 0,23 e 0,01 cm/ano, respectivamente. Visto que é mais apropriado usar a profundidade média (= 6,37 m), o tempo de vida útil do açude seria compreendido de 2.770 a 63.700 anos.

Souza *et al.* (2012), usando o modelo CRS fizeram a datação do sedimento do Açude Apipucos, região metropolitana do Recife, PE, em amostras provenientes de 4 cores e as taxas de sedimentação foram calculadas. A amplitude de variação dos valores ficou compreendida entre 0,33 e 3,1 cm/ano (média: 1,29 cm/ano). Em dois dos pontos, a amostra de sedimento mais superficial foi estimada ser do início da década de 80 do século passado. Assumindo que a profundidade média é de 1,94m (média de 2,17 e 1,71m calculada para as células 1 e 2 a partir de dados de Figueiredo, 2008), o tempo de vida do açude estimado seria de 63 a 588 anos, na dependência das taxas de sedimentação calculadas.

Na represa de Guarapiranga (São Paulo), Fontana *et al.* (2014) obtiveram uma taxa de sedimentação de $0,271 \text{ g.cm}^{-2}\text{.ano}^{-1}$ ou seja, de 1,16 cm/ano mantida constante no período de 1988 a 2010, quando nesta data (2010) foi feita a coleta do core e estimadas as idades do sedimento através da datação por ^{210}Pb e calculadas usando o modelo CIC. Considerando que a represa tem profundidade média de 7m (MOZETO; SILVÉRIO; SOARES, 2001), o tempo de vida total deste ambiente seria de 603 anos, assumindo o valor de sedimentação estimado em 2010 (FONTANA *et al.*, 2014).

No reservatório Paiva Castro (Mairiporã, SP, Brasil), Ferreira *et al.* (2015) mostraram que a sedimentação ocorreu em duas fases distintas, a partir da análise de um “core” com 36 cm de altura. Uma primeira, denominada fase reservatório, envolvia os 16 primeiros cm de sedimento superficial, na qual a taxa de sedimentação foi de $0,63 \pm 0,11 \text{ cm/ano}$ e, uma segunda, designada por fase rio, englobando o sedimento mais profundo (de 16 a 36 cm), na qual a taxa de sedimentação estimada foi de $0,28 \pm 0,05 \text{ cm/ano}$. Considerando que a profundidade média do reservatório é de 11,51 m, o tempo de vida útil estimado seria de 1827 anos considerando a taxa de sedimentação “fase reservatório”.

Não somente através dos tributários, sedimento é introduzido nos reservatórios. Internamente a esses ecossistemas artificiais processos erosivos nas suas margens podem ser evidenciados constituindo um aporte adicional de sedimento para esses ambientes aquáticos.

A declividade e a forma das vertentes marginais são fatores que podem determinar processos erosivos distintos. Além disso, a largura das feições marginais mostra-se importante na intensidade da erosão. Locais apresentando “praias” são menos sujeitos à erosão do que em sítios sem “praias”.

Segundo Fernandez (1995 *apud* RUBIO, 2014), para o reservatório de Itaipu, a magnitude da erosão nas margens está relacionada com a altura da margem. Barrancos mais altos podem tornar-se instáveis mais rapidamente que numa margem com altura menor.

Entre fatores climáticos de possível atuação nas erosões marginais, a precipitação e os ventos são os mais importantes. Segundo Fernandez (1995), os processos erosivos são mais intensos na estação chuvosa na Represa de Itaipu. Mas, muito provavelmente, a pluviosidade não é o fator climático de maior relevância nos processos erosivos. Os ventos têm maior importância, em especial na formação das ondas que atuam nas áreas marginais. Intensidade, direção e duração dos ventos são características determinantes na geração das ondas atuantes nas zonas limitrofes entre água e terra dos reservatórios.

As condições de uso dos solos e a cobertura vegetal constituem outros fatores a considerar na análise das erosões marginais. A presença de vegetais nos solos de entorno dos reservatórios tem como função manter a coesão do solo e, portanto, a probabilidade de observação de processos erosivos nestas áreas é extremamente reduzida. Entretanto, segundo Fernandez (1995) para Itaipu, a maior densidade da vegetação não acarretou em menores taxas de erosão. Examinando o entorno das Represas de Chavantes e Rosana, Rubio (2014) afirma que menores taxas foram registradas em áreas com vegetação secundária e maiores, em locais, com mata natural remanescente.

Um estudo amplo e pormenorizado dos processos erosivos nas margens foi empreendido por Rubio (2014), envolvendo dois tipos de reservatórios, um de acumulação de água (Represa de Chavantes) e outro de fio d'água (Represa de Rosana), situados no sistema Paranapanema (São Paulo). No caso de reservatórios com finalidade hidrelétrica, um fator de suma importância é o manejo operacional que pode determinar o aparecimento de erosões marginais. No caso dos reservatórios de fio d'água, pequena flutuação de nível de água é característica destes empreendimentos e, portanto, menor perturbação e erosão nas margens deve ser regra a admitir. Nos reservatórios de acumulação, grande oscilação de nível de água é uma condição observada durante o ano. Mas, não somente a redução do nível de água durante o ano constitui um fator a ser levado em conta, mas também a velocidade do processo, especialmente em caso de aumento da demanda de energia, poderia ser agente causador de processos erosivos nas margens.

Na Represa de Chavantes (área de superfície: 400 km²), Rubio (2014) determinou um total de 950 processos erosivos nas suas margens, distribuídos pela zona da barragem (56), zona intermediária (457) e zona de influência dos rios (437), enquanto que, para a Represa de Rosana, observou um total de 277, presentes nas zonas da barragem (88), intermediária (120) e de influência dos rios (69). Verificou também que os processos erosivos na Represa de Chavantes atingiam, para a maioria das observações, alturas < 1,0 m. Cerca de 10% do total (86 erosões) tinha até 3,0 m de altura, a maioria situada nas zonas intermediárias e de influência dos rios. Em dois casos, a altura era 7,0 m e uma erosão apresentou 20,0 m de altura (os três casos na zona intermediária do reservatório). A extensão das erosões no reservatório de Chavantes era menor que 100 m.

Na Represa de Rosana, os 69 processos erosivos registrados na zona da barragem tinham altura inferior a 2 m e extensão entre 101 e 300m (RUBIO, 2014). Na zona intermediária e de influência dos rios, os processos erosivos apresentam alturas de 0,6 a 2,0 m de altura, com extensão < 300 m (zona intermediária) e < 100 m (zona de influência dos rios).

Rubio (2014) também mediu a taxa de evolução das erosões nas Represas de Chavantes (8 barrancos) e de Rosana (7 barrancos) e encontrou valores variando de 0,01 a 0,57m/mês para o primeiro reservatório citado e de 0,07 a 0,15 m/mês para o segundo. As variações nas taxas foram atribuídas ao sistema de operação dos reservatórios e possivelmente às velocidades de deplecionamento distintas (Reservatório de Chavantes de acumulação de água e de Rosana, de fio d'água).

Rubio (2014) comparou os valores de percentagens de margens erodidas das Represas de Chavantes e Rosana com outras duas, uma de acumulação de água (Represa de Jurumirim) e outra de fio d'água (Represa de Salto Grande), todas do sistema Paranapanema (Tab. 9.3). A despeito de Chavantes e Jurumirim serem similares em área, perímetro e função, a primeira apresentou maior percentagem de área marginal erodida e a segunda mostrou valor mais próximo das represas de fio d'água. O valor mais elevado na Represa de Chavantes é de decorrente de características peculiares, como a geomorfologia na área de seu entorno e as condições geológicas dominantes.

Tabela 9.3: Percentagem de margens erodidas em quatro reservatórios do Sistema Paranapanema (RUBIO, 2014)

Reservatório	Função	Perímetro Máximo (km)	Área (km ²)	Nível de deplecionamento	% de margens erodidas
Jurumirim	Acumulação de água	1286	449	8,30	12
Chavantes	Acumulação de água	1085	400	8,77	21
Salto Grande	Fio d'água	81	12	0,87	1
Rosana	Fio d'água	433	218	2,00	10

Em relação às condições geológicas dos reservatórios, Rubio (2014) menciona que a Formação Caiuá é predominante na área de influência do reservatório de Rosana e entorno (91% do total). É mais heterogêneo junto ao reservatório de Chavantes, visto que a Formação Serra Geral (8,7%), a Formação Itararé (36,2%) e a Formação rio do Rastro (38,8%) constituem o seu arcabouço geológico. Quanto à geomorfologia na região das margens dos reservatórios estudados, é mais homogêneo no entorno do reservatório de Rosana (relevo levemente ondulado) enquanto no reservatório de Chavantes, a topografia revela áreas escarpadas, onduladas, suavemente e fortemente onduladas, e planas. A situação distinta em Chavantes é explicada pelo fato de que a região de entorno está situada na zona de transição entre Depressão Periférica Paulista e Planalto Ocidental (RUBIO, 2014). As condições geomorfológicas determinam maior susceptibilidade a erosões marginais no reservatório de Chavantes,

ainda mais determinado também pelo padrão dendrítico da linha marginal do ecossistema. Pelo fato do reservatório de Rosana apresentar configuração longilínea e zona do entorno pouco ondulado, a presença de erosões marginais encontradas por Rubio (2014) foi menor.

No seu estudo, baseado em informações obtidas no reservatório de Ilha Solteira (Rio Paraná), Hernandez (2014) assinala que diversas características da zona de entorno dos reservatórios podem acarretar suscetibilidade variável à erosão. A cobertura do solo, os tipos e a textura dos solos e a declividade na zona das margens constituem-se em fatores determinantes na intensidade do processo erosivo. Na Tab. 9.4, é apresentada a suscetibilidade à erosão, função da tipologia da zona de entorno.

Tabela 9.4: Suscetibilidade à erosão segundo a declividade, cobertura do solo e tipos e texturas dos solos (apud HERNANDEZ, 2014) na zona de entorno de reservatórios

Características do entorno	Grau	Suscetibilidade à erosão
Declividade	<5%	Baixa
	entre 5% e 10%	Média
	>10%	Alta
Cobertura dos solos	Vegetação arbórea	Baixa
	Vegetação rasteira	Média
	Solo exposto	Alta
Tipos e texturas dos solos	Latossolos	Baixa
	Terra Rosa (textura média argilosa)	Média
	Pódzólicos e Cambissolos (cascalho e areias quartzosas)	Alta

Após análise das características das zonas de entorno do reservatório de Ilha Solteira (declividades < 5% e de 5 a 10 % com 47% de representatividade do total; predomínio de vegetação rasteira e latossolos com textura média / argilosa) e considerando a direção predominante e a intensidade do vento com frequência de ocorrência acima de 75% do tempo da série histórica, Hernandez (2014) concluiu que as margens do lago artificial apresentam de média à baixa suscetibilidade à erosão.

A altura das ondas que incidem nas áreas marginais dos reservatórios é também fator importante no processo de desgaste do entorno. D'Armada *et al.* (2011) mostraram uma relação direta entre altura das ondas e o desgaste vertical das margens no reservatório de Porto Colômbia, SP/MG. Verificaram que era mais acentuada quando a área terrestre do entorno era usada com finalidade agro-pecuária na comparação com locais com vegetação de proteção ciliar (Fig. 9.2). Entretanto, mesmo ondas pequenas podem determinar erosão nas margens dos reservatórios. Hernandez (2014) considera que, para o reservatório de Ilha Solteira SP/MS, locais submetidos a ondas com altura menores ou iguais a 5 cm teriam baixa suscetibilidade à erosão, ondas com altura entre 5 e 10 cm a suscetibilidade seria de média intensidade e acima de 10 cm, a suscetibilidade seria alta.

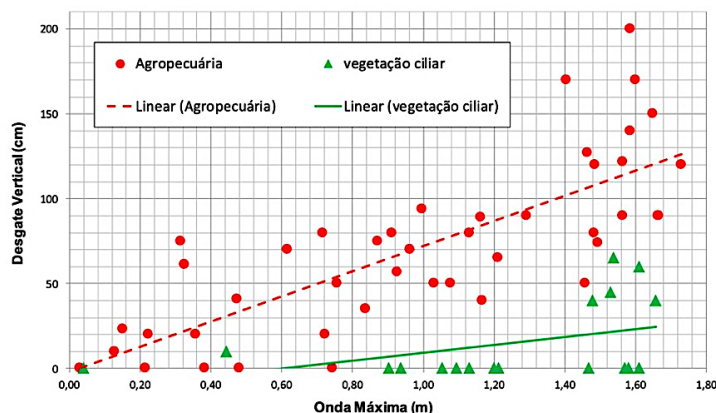


Figura 9.2: Relações entre alturas das ondas e processo erosivo das margens de reservatórios em locais de agropecuária e de vegetação ciliar (segundo D'Armada *et al.*, 2011).

Soares; Schultz; Santos (2014) propuseram método para estimar as taxas de erosão em margens de reservatório. Este método consiste em medir a declividade da encosta do reservatório acima da faixa de depleção e a partir da geometria dos perfis, aplicar um método de reconstituição para a topografia aproximada ou original e estimar o volume erodido (Fig. 9.4). Em 9 seções transversais na área de depleção do reservatório da UHE Capivari – Cachoeira (sul do Paraná), em período de nível baixo, Soares; Schultz; Santos (2014) verificaram que o volume total erodido variou de 1,73 a 13,95 m³. Os autores concluíram que a grande variação não foi devida somente à permanência do nível do reservatório, mas também ao tamanho da onda atuante, decorrência do “fetch” e da intensidade do vento, além das propriedades do solo da encosta em cada um dos 9 locais de medida.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A título de conclusão e perspectivas, para aumento do tempo de vida útil dos reservatórios, medidas deveriam ser tomadas para diminuir a introdução de sedimentos pelos tributários. Para redução da transferência de sedimentos das bacias de drenagem, a proteção dos solos revela-se de grande importância. Assim mesmo quando a ação humana é significativa na bacia (uso agrícola), é absolutamente necessário boas práticas, como o uso de curvas de nível em áreas de cultivo, terraceamento em locais de elevada declividade, a realocação de estradas e caminhos quando presentes em sítios inapropriados, a recomposição das matas ciliares, o controle de voçorocas, da erosão e da desertificação. Uma proteção adequada das margens dos reservatórios é recomendada para evitar a introdução de sedimentos na zona litorânea. Zona tampão constituída por vegetal ciliar de grande porte seria ideal para a não ocorrência de transporte de sedimentos das margens para o interior do reservatório.

REFERÊNCIAS

- ALBERTIN, L. L.; MATOS, A. J. S.; MAUAD, F. F. Cálculo do volume e análise da deposição de sedimentos do Reservatório de Três Irmãos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 15, n. 4, p. 57-67, 2010.
- ARAÚJO, J. C.; GÜNTHER, A.; BRONSTED, A. Loss of reservoir volume by sediment deposition and its impact on water availability in semiarid Brazil. **Hydrological Sciences**, v. 51, n. 1, p. 157-170, 2006.
- ARAÚJO, J. C.; KNIGHT, O. W. A review of the measurement of sediment yield in different scales. **Revista da Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 58, n. 3, p. 257-265, 2005.
- BAADE, J.; FRANZ S.; REICHEL, A. Reservoir siltation and sediment yield in the Kruger National Park, South Africa: a first assessment. **Land Degradation & Development**, v. 23, p. 586-600, 2012.
- BOGUSLAW, M.; ANDRZEJ W. Assessment of silting degree and usable lifetime of small reservoirs. **Irrigation and Drainage**, v. 64, n. 4, p. 575-583, 2015.
- BRITO, G. M. **Determinação do assoreamento do Reservatório da PCH Cachoeirão**. 2013. 100 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa (MG), 2013.
- BUFON, A. G. M. *et al.* Sedimentation rates in Cachoeira de Cima Reservoir, Mogi Guaçu Municipality, SP, Brazil. **Holos Environment**, v. 14, n. 2, p. 114-123, 2014.
- BUFON, A. G. M.; LANDIM, P. M. B.; MELO, J. S.C. Estimativa do tempo de vida útil de represa de pequeno porte. **Acta Scientiarum Technology**, v. 31, n. 1, p. 87-92, 2009.
- CABRAL, J. B. P. Estudo do processo de assoreamento em reservatórios. **Cadernos de Geografia**, v. 6, n. 14, p. 62-69, 2005.
- CALDERANO FILHO, B. *et al.* Suscetibilidade dos solos à erosão na área do entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica de tombos (MGT). **Revista Geonorte**. Edição Especial 4, v. 10, n. 10, p. 476-481, 2014.
- CAMPAGNOLI, F. The production of the sediment of the South America continent: propose of mapping of the erosion rates based on geological and geomorphological aspects. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 7, n. 1, p. 3-8, 2006.

- CAMPOS, J. *et al.* Influence of sediment distribution on the relationships among reservoir yield, and evaporation losses. **Engenharia Sanitária e Ambiente**, v. 23, n. 5, p. 849-856, 2018.
- CARVALHO, N.; GUILHON, L. G.; TRINDADE, P. A. O assoreamento de um pequeno reservatório – Itiquira, um estudo de caso. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n. 1, p. 69-79, 2000.
- COSTA-BÖDDEKER, S. *et al.* Paleolimnologically inferred eutrophication of a shallow tropical urban reservoir in Southeast Brazil. **Journal of Paleolimnology**, v. 48, p. 751-766, 2012.
- D'ARMADA, J. C. R. *et al.* Erosões em margens de reservatórios: influências das ondas geradas pela ação do vento e da vegetação de proteção ciliar. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE BARRAGENS DE ENROCAMENTO, 2., 2011, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: CBDB, 2011.
- DILL, P. R. J. **Assoreamento do Reservatório de Vacacai-Mirim e sua relação com a deterioração da bacia hidrográfica contribuinte**. 2002. 125 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria (RS), 2002.
- DUTTA, S. Soil erosion, sediment yield and sedimentation in reservoir: a review. **Modelling Earth System Environment**, v. 2, p. 1-18, 2016.
- FÁVARO, D. I. T. *et al.* Chemical characterization and recent sedimentation rates in sediment cores from Rio Grande reservoir, SP, Brazil. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 271, n. 2, p. 451-463, 2007.
- FERREIRO, C. W. S. **Sedimentação em um reservatório de água do semiárido de Pernambuco**. 2012. 109 p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Geografia Física, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2012.
- FIGUEIRÊDO, A. C. **Avaliação e diagnóstico da qualidade da água do açude de Apipucos, Recife-PE**. 2008. 104 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2008.
- FONSECA, J. M. Assoreamento em reservatórios. Estudo de caso da Represa do Ribeirão do Torto no Distrito Federal. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 19., 2011, Maceió. **Anais...** Maceió: ABRH, 2011.
- GOPINATH, G.; ASHITHA, M. K.; JAYAKUMAR, K. V. Sedimentation assessment in a multipurpose reservoir in Central Kerala, India. **Environmental Earth Sciences**, v. 72, p. 4441-4449, 2014.
- HERNANDEZ, J. E. I. **Avaliação da fragilidade à erosão das margens do reservatório de Ilha Solteira SP, utilizando as geotecnologias como ferramentas de análise ambiental**. 2014. 101p. Dissertação (Mestrado). - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Ilha Solteira, 2014.
- HU, H. H. *et al.* A research overview of the siltation loss controls and capacity recovery processes in China's Reservoirs. **MATEC Web of Conferences**, v. 246, n. 7, p. 01086, 2018.
- LEMOS, C. F. *et al.* Assoreamento da Represa de Alagados pela contribuição de sedimentos da bacia hidrográfica do Alto Curso do Rio Pitangui/PR. **Geociências**, v. 33, n. 4, p. 549-557, 2014.
- LIMA NETO, I. E.; WIEGAND, M. C.; ARAÚJO, J. C. Sediment distribution due to dense reservoir network in a large semi-arid Brazilian basin. **Hydrological Sciences Journal**, v. 56, n. 2, p. 319-333, 2011.
- LIRA, D.; TOLEDO, C.; MAMEDE, G. Silting in the dense reservoir network of the Pereira de Miranda catchment. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 4, p. 671-682, 2014.
- LOUREIRO, D. D. T. *et al.* Estudo hidrossedimentológico e estimativa de vida útil do Reservatório de Barra Bonita. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17., 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: ABRH, 2007.

- MAIA, A. G.; VILLELA, S. M. Análise qualitativa do assoreamento do Reservatório de Promissão (SP). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 15, n. 1, p. 39-46, 2010.
- MEDEIROS, P. R. P. *et al.* Aporte de material em suspensão no baixo Rio São Francisco (SE/AL) em diferentes condições hidrológicas. **Brazilian Journal of Aquatic Sciences and Technology**, v. 15, n. 1, p. 42-53, 2011.
- MOLISANI, M. M. *et al.* The influence of Castanhão reservoir on nutrient and suspended matter transport during rainy season in the epeheral Jaguaribe river (CE, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 1, p. 115-123, 2013.
- MOZETO, A. A.; SILVÉRIO, F. F.; SOARES, A. Estimates of benthic fluxes of nutrients across the sediment – water interface (Guarapiranga Reservoir, São Paulo, Brazil). **The Science of the Total Environment**, v. 266, p. 135-142, 2011.
- NEGREIROS, J. R. Q.; LIMA NETO, I. E. Relações simplificadas para estimativa de assoreamento de reservatórios. **REGA**, v. 11, n. 2, p. 5-15, 2014.
- ONWUEGBUNAM, D. O. *et al.* Sedimentation assessment of a small reservoir at Afaka Forest Reserve, Kaduna, Nigeria. **Journal of Environment and Earth Science**, v. 3, n. 9, p. 183-190, 2013.
- RABELO, D. R.; ARAÚJO, J. C. Estimativa e mapeamento da erosão bruta na bacia hidrográfica do Rio Seridó, Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 20, n. 2, p. 361-372, 2019.
- RUBIO, M. F. **Gênese e dinâmica de erosões em margens de reservatórios. Pesquisa e desenvolvimento no estudo de caso nas UHEs Chavantes e Rosana (rio Paranapanema SP/PR)**. 2014. 283 p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Geografia Física, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.
- SÁNCHEZ, Y. *et al.* Influence of sediment delivery ratio index on the analysis of silting and break risk in the Plasencia reservoir (Central System, Spain). **Natural Hazards**, v. 91, p. 1407-1421, 2018.
- SAUNITI, R. M.; FERNANDES, L. A.; BITTENCOURT, A. V. L. Estudo do assoreamento do reservatório da barragem do Rio Passaúna, Curitiba – PR. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 54, p. 65-82, 2004.
- SCHMITT, N. C. S. **Desassoreamento de barragens de pequeno porte. Estudo de caso: pequenas centrais elétricas Salto Leão, Município de Erval Velho/SC**. 2008. 78 p. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade do Estado de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.
- SEDLÁČEK, J. *et al.* A closer look of sedimentation processes in two dam reservoirs. **Journal of Hydrology**, v. 605, p. 127397, 2022.
- SILVA, VJ de. **Avaliação da descarga sólida no Reservatório do Rio Manso em Mato Grosso utilizando o Método simplificado de Colby**. Dissertação – Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos. Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia. Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, MT. 125p, 2009.
- SILVA, C. *et al.* Estudo do assoreamento do Reservatório Tanque Grande, Guarulhos (SP). **Geociências**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 253-267, 2011.
- SILVA A. *et al.* **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas**. 1ª. ed. São Carlos, Rima Editora. 140p., 2003
- SIMÕES, S. J. C. *et al.* Variabilidade espacial do potencial erosivo e seus efeitos na sedimentação de um pequeno reservatório – a bacia dos Mottas, Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, n. 3, p. 177-187, 2007.

SOARES, M. S.; SCHULTZ, G. B.; SANTOS, I. Erosão das margens de reservatórios: estudo da área de depleção da UHE Capivari – Cachoeira (Governador Pedro Viriato Parigot de Souza) PR – Brasil. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 11., 2014, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABRH, 2014.

SOUZA, V. L. B. *et al.* Sedimentation rate and ^{210}Pb sediment dating at Apipucos Reservoir, Recife, Brazil. **Sustainability**, v. 4, p. 2419-2429, 2012.

TEIXEIRA, F. J. *et al.* Previsão de vida útil do reservatório de Barra Bonita utilizando digitalização de mapas e comparação batimétrica. **Pesquisa e Tecnologia Minerva**, v. 4, n. 1, p. 1-10, 2007.

TERÊNCIO, D. P. S. *et al.* A method for estimating the risk of dam reservoir silting in fire-prone watersheds: a study in Douro River, Portugal. **Water**, v. 12, n. 11, p. 2959, 2020.

VANZELA, L. S. *et al.* Evaluation of sediment production and siltation in a small earth dam In Fernandópolis, SP. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 5, p. 912-924, 2014.

VISERAS, C. V. *et al.* Dynamics of sedimentary environments in the accelerated siltation of a reservoir: the case of Alhama de Granada, Southern Spain. **Environmental Geology**, v. 56, p. 1353-1369, 2009.

VÖRÖSMARTY, C. J. *et al.* Anthropogenic sediment retentions: major global impact from registered river impoundments. **Global and Planetary Change**, v. 39, p. 169-190, 2003.

CAPÍTULO 10

EXTRAÇÃO DE PIGMENTOS FOTOSSINTETIZANTES DE SEDIMENTOS¹

Sheila Cardoso-Silva^{1*}
Marcelo Pompêo²
Viviane Moschini-Carlos¹
Eduardo Vicente³

¹ Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Sorocaba, SP, Brasil

² Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, SP, Brasil

³ Departamento de Microbiologia e Ecologia, Universidade de Valência, Campus de Burjassot, Valência, Espanha

*Autor correspondente: she.cardosos@gmail.com

RESUMO

A análise de pigmentos fotossintetizantes fósseis em perfis sedimentares tem sido utilizada para trazer informações sobre as comunidades fitoplanctônicas e a dinâmica trófica dos ecossistemas aquáticos. Entre os pigmentos sedimentares, destaca-se a análise de clorofila-a e dos compostos derivados de sua degradação, que são frequentemente utilizados como indicadores da biomassa algal, mas também é possível analisar os carotenoides e xantofilas. Estes compostos possuem uma maior estabilidade e, portanto, são preferencialmente preservados nos sedimentos em comparação aos compostos clorofilianos. Neste trabalho elencamos os procedimentos para a coleta e extração dos pigmentos fotossintetizantes presentes no sedimento, para análise em método espectrofotométrico e em cromatografia líquida de alta performance.

¹ Este protocolo é baseado em Lorenzen (1967) e no método em rotina no laboratório de Ecologia e Microbiologia da Universidade de Valência – Espanha, sob coordenação do professor Dr. Eduardo Vicente.

INTRODUÇÃO

Os sedimentos desempenham um papel fundamental como locais de deposição de materiais que podem ser utilizados para reconstruir o histórico das transformações ambientais ocorridas em um determinado período, podendo abranger anos, décadas, séculos ou milênios (SMOL, 2008). A escolha dos proxies a serem empregados em estudos de reconstituição paleoambiental dependerá do propósito da pesquisa em questão. A análise de pigmentos fotossintetizantes fósseis em perfis sedimentares, por exemplo, tem sido utilizada para trazer informações sobre as comunidades fitoplanctônicas e a dinâmica trófica dos ecossistemas aquáticos (LEAVITT; HODGSON, 2001; HALAC *et al.*, 2020). Entre os pigmentos sedimentares, destaca-se a análise de clorofila-a e dos compostos derivados de sua degradação, que são frequentemente utilizados como indicadores da biomassa algal (JEFFREY; MANTOURA; WRIGHT, 1997; RABALAIS *et al.*, 2004). Mudanças na biomassa algal podem ser desencadeadas tanto por processos naturais como intervenções antrópicas, incluindo o aporte de nutrientes por atividades agrícolas ou de efluentes ou ainda medidas de restauração e recuperação (RABALAIS *et al.*, 2004). Para reconstituições mais refinadas, é possível ainda analisar os carotenoides e xantofilas. Estes compostos possuem uma maior estabilidade e, portanto, são preferencialmente preservados nos sedimentos em comparação aos compostos clorofilianos. Além disso, carotenoides e xantofilas funcionam como biomarcadores, proporcionando informações taxonômicas sobre a comunidade fitoplanctônica (JEFFREY; MANTOURA; WRIGHT, 1997; HALAC *et al.*, 2020) sendo a análise destes compostos um método válido para o monitoramento fitoplanctônico (TAMM *et al.*, 2015).

A despeito da importância, no Brasil poucos são os trabalhos que abordem a análise de pigmentos em sedimentos de ecossistemas de água doce podendo ser citados os trabalhos de: Bezerra *et al.* (2019); Buchaca *et al.* (2019); Oliveira-Soares (2019); Oliveira-Soares *et al.* (2020) e Cardoso-Silva *et al.* (2021). Bezerra *et al.* (2019) utilizou uma série de proxies incluindo a análise de clorofila-a e seu derivados em duas lagoas do pantanal matogrossense abrangendo o período aproximado de 21 mil anos. Buchaca *et al.* (2019) avaliaram a importância relativa do clima (particularmente a temperatura) e dos fatores locais na abundância e composição dos produtores primários bentônicos e pelágicos. O estudo foi baseado em análises de sedimentos superficiais coletados em 83 lagos rasos ao longo de um gradiente latitudinal de 6.000 km no leste da América do Sul, incluindo lagos no Brasil. Oliveira-Soares (2019), Oliveira-Soares *et al.* (2020) e Cardoso-Silva *et al.* (2022) efetuaram estudos de reconstituição de impactos ambientais recentes em reservatórios do estado de São Paulo. Os autores avaliaram, entre outros proxies, os teores de clorofila-a e dos carotenoides: zeaxantina, luteína e fucoxantina indicadores dos grupos das cianobactérias, clorofíceas e diatomáceas, respectivamente.

Neste trabalho elencamos os procedimentos para a coleta e extração dos pigmentos fotossintetizantes presentes nos sedimentos para análise em método espectrofotométrico e em cromatografia líquida de alta performance.

PROCEDIMENTO EM CAMPO

Um fator importante a ser considerado na análise dos pigmentos é a preservação. Estes compostos tendem a degradar na coluna d'água tanto pela presença da luz, oxigênio dissolvido, elevadas temperaturas e herbivoria (LEAVITT, 1993). Assim, quanto menor o contato com estes fatores melhor será a preservação destes compostos. Em campo, os sedimentos devem ser armazenados no escuro e mantidos sob refrigeração. Caso opte pela coleta em amostrador cilíndrico acrílico, este deve ser coberto rapidamente com material que impeça o contato com a luz como sacos plásticos pretos. As amostras devem ser processadas o mais rapidamente possível e armazenadas em congelador a -20°C até a extração em laboratório.

ANÁLISE LABORATORIAL

Todo o processamento das amostras deve ser efetuado com o mínimo de luz natural possível já que a clorofila-a é degradada na presença de luz direta. A extração dos pigmentos ocorre conforme recomendações de Lorenzen (1967). Dependendo da trofia do corpo hídrico avaliado, a quantidade de sedimento, o número de extrações e o volume para aferição, pode ser maior ou menor. Quanto menor a trofia:

- Maior quantidade de sedimento.
- Menor o número de extrações (observar pela transparência da amostra).
- Menor o volume do solvente a ser utilizado para aferir o volume final.
- É importante estabelecer o peso seco da amostra e o teor de matéria orgânica.

Extração:

1. Armazenar amostras de sedimento fresco em frascos do tipo *Eppendorf* de 5 ml e congelados (-20°C). Os frascos devem ser embrulhados em papel alumínio para diminuir o contato da amostra com a luz. Caso as amostras estejam congeladas aguardar o descongelamento (~ 2 horas) (Fig. 10.1).
2. Utiliza-se como solvente uma solução de 50% de acetona 90%-DM50, para que haja o rompimento das células e liberação dos fotopigmentos (LORENZEN, 1967). Caso seja feita a leitura em HPLC, utilizar reagentes de grau analítico para HPLC.
3. Entre 0.2 e 0.4 g de sedimentos são pesados em frascos do tipo *Falcon* de 15 ml (Fig. 10.2).
4. Adicionar 3 ml de solvente, agitar e deixar em repouso por 24 horas no freezer (Fig. 10.2).

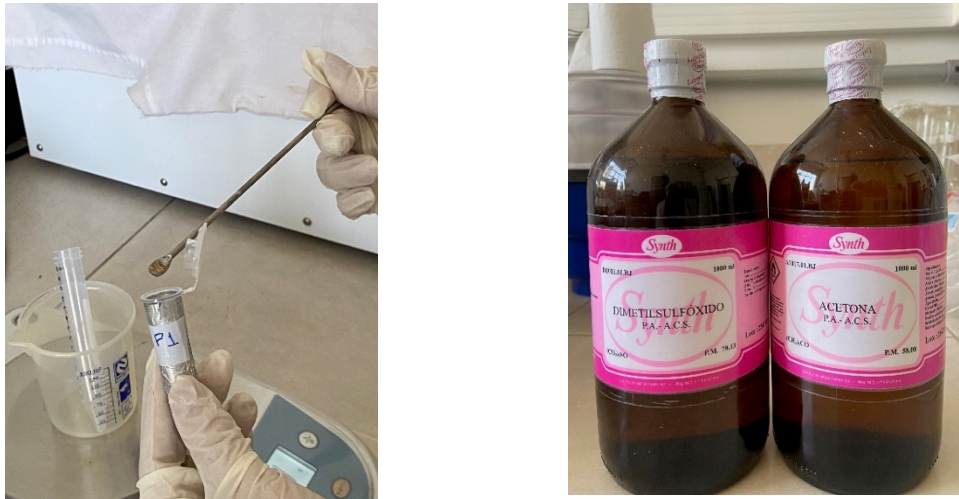


Figura 10.1: Procedimento para análise de pigmentos fotossintetizantes. Amostras armazenadas em frascos do tipo Eppendorf protegidos da exposição da luz (esquerda) e reagentes utilizados para a extração dos pigmentos fotossintetizantes.

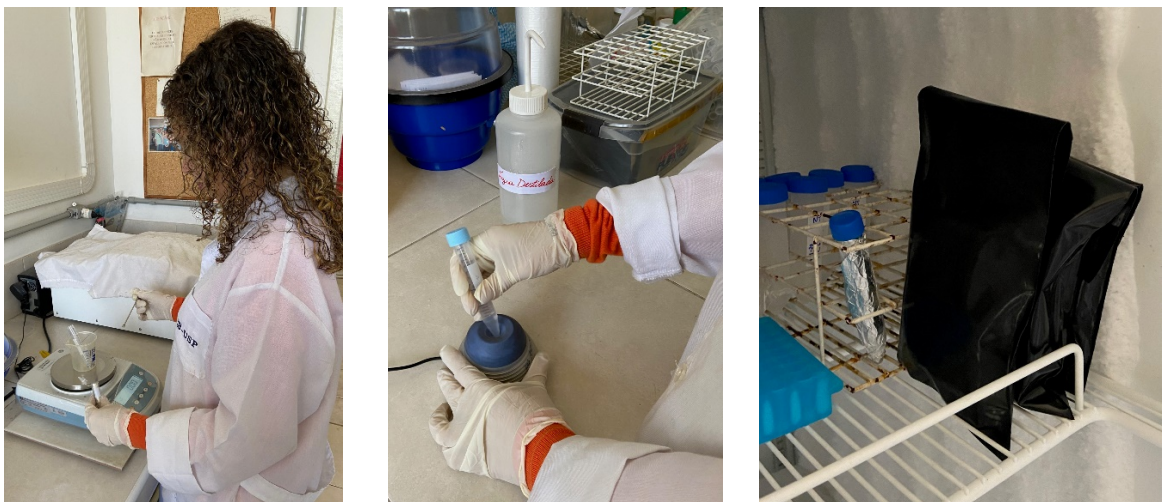


Figura 10.2: Procedimento para análise de pigmentos fotossintetizantes. Pesagem de material (esquerda), agitação das amostras e refrigeração em recipientes que protejam as amostras do contato com a luz (direita).

5. Após 24 horas, agitar a amostra e levar à centrifugação a 4°C por 5 minutos e a 3500 rotações por minuto.
6. Extrair o sobrenadante, adicionar 2 ml de solvente à amostra, agitar e deixar em repouso no refrigerador (4°C) por duas horas.
7. Levar à centrifugação a 4°C por 5 minutos e a 3500 rotações por minuto.
8. Extrair o sobrenadante, adicionar 2 ml de solvente à amostra, agitar e deixar em repouso no refrigerador (4°C) por duas horas.
9. Levar à centrifugação a 4°C por 5 minutos e a 3500 rotações por minuto.

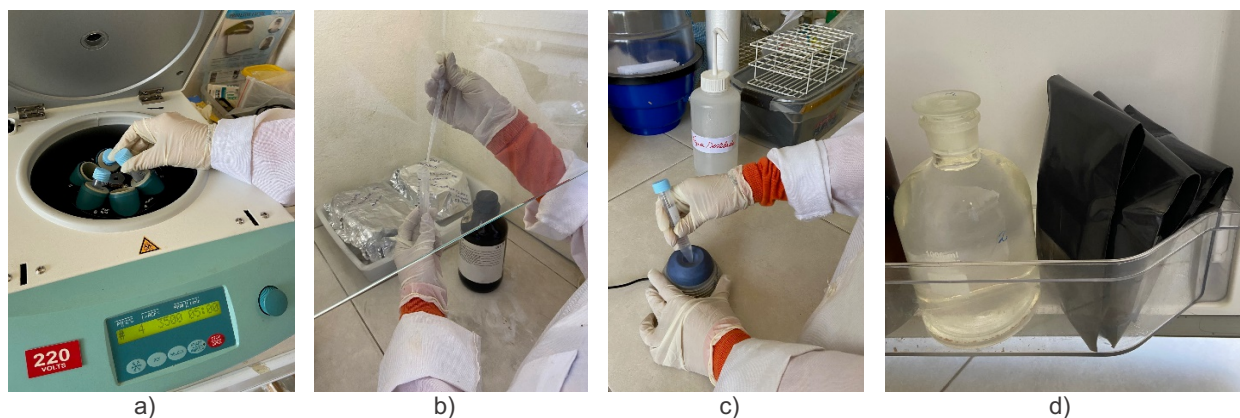


Figura 10.3: Procedimento para análise de pigmentos fotossintetizantes. Centrifugação (a), extração (b), agitação (c) e armazenamento em refrigerador (d) dos extratos de pigmentos sedimentares.

10. Extrair o sobrenadante, completar com solvente ao volume de 8 ml (Fig. 10.3a), agitar (Fig. 10.3c) e deixar em repouso a -20°C (Fig. 10.3d) e ler em espectrofotômetro no máximo no dia seguinte.
11. Antes de a leitura levar à centrifugação a 4°C por 5 minutos e a 3500 rotações por minuto, para diminuir a turbidez. Movimentar os tubos com muito cuidado (Fig. 10.3a).
12. O extrato é transferido para a cubeta com o auxílio de uma pipeta paster (Fig. 10.4a). A leitura é feita nos comprimentos: 850, 664, 665, 750, 410, 430.
13. No comprimento de 850 é medida a turbidez da amostra, caso esteja muito alta (0,4 nm), a amostra é centrifugada novamente, caso a turbidez persista, filtrar a amostra com filtros de 0,25 µm.
14. Após a leitura adiciona-se 2 gotas de HCL 1N à amostra e após 1 minuto lê-se novamente nos comprimentos de onda descritos acima.
15. O extrato não utilizado para leitura de clorofila-a e feofitina pode ser armazenado a -20°C para leitura em HPLC (Cromatografia Líquida de alta Performance) de carotenoides, clorofila e feofitina e seus derivados (Fig. 10.4b).
16. As amostras devem permanecer protegidas da luz durante todo o procedimento de análise (Fig. 10.4c).

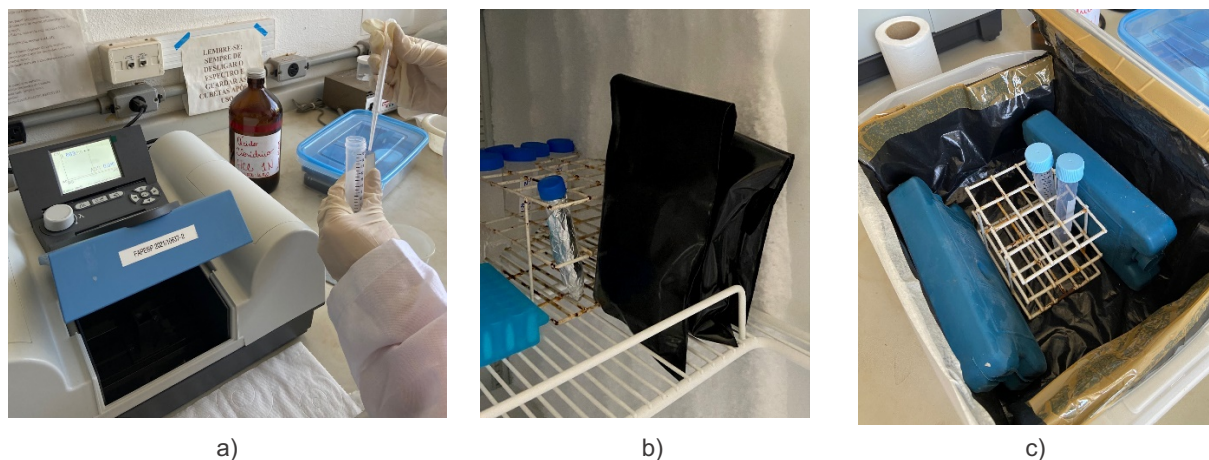


Figura 10.4: Procedimento para análise de pigmentos fotossintetizantes. Leitura em espectrofotometria (A), armazenamento em congelador e no escuro (B) e detalhe de caixa para transporte de amostras sob refrigeração e no escuro.

Cálculo das concentrações de clorofila-a e feofitina

Para os cálculos das concentrações de clorofila-a e feofitina são empregadas as equações descritas abaixo:

Clorofila-a (Chl) - Equação 1

$$[\text{Chl}] = 11 \times \text{Chl dw} \times \text{poc} [(\text{abs } 664 - \text{abs br } 664) - (\text{abs } 850 - \text{abs br } 850)]$$

Feofitina (Feo) - Equação 2

$$[\text{Feo}] = 26.7 \times [1,7 \times (\text{abs } 665 - \text{abs br } 665) - (\text{abs } 750 \text{ ou } 850 - \text{abs br } 750 \text{ ou } 850)] \times (\text{v/ Chl dw})$$

Onde:

dw: peso seco

poc: passo óptico da cubeta (1 cm)

Abs: absorvância

Br: valor do branco

REFERÊNCIAS

BEZERRA, M. A. O. *et al.* Late pleistocene/holocene environmental history of the southern Brazilian Pantanal wetlands. **Oecologia Australis**, v. 23, n. 4, p. 712-729, 2019.

BUCHACA, T. *et al.* Pigments in surface sediments of South American shallow lakes as an integrative proxy for primary producers and their drivers. **Freshwater Biology**, v. 64, n. 8, p. 1437-1452, 2019.

CARDOSO-SILVA, S. *et al.* Geochemistry and sedimentary photopigments as proxies to reconstruct past environmental changes in a subtropical reservoir. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, p. 28495-28509, 2022.

- CARDOSO-SILVA, S. *et al.* Paleolimnological evidence of environmental changes in seven subtropical reservoirs based on metals, nutrients, and sedimentation rates. **Catena**, v. 206, p. 105432, 2021.
- HALAC, S. *et al.* Paleolimnological reconstruction of the centennial eutrophication processes in a sub-tropical South American reservoir. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 103, p. 102707, 2020.
- JEFFREY, S. W.; MANTOURA, R. F. C.; WRIGHT, S. W. (Ed.). *Phytoplankton pigments in oceanography: guidelines to modern methods*. Paris: UNESCO Publishing, 1997. 661 p. (Monographs on oceanographic methodology, 10).
- LEAVITT, P. R. A review of factors that regulate carotenoid and chlorophyll deposition and fossil pigment abundance. **Journal of Paleolimnology**, v. 9, n. 2, p. 109-127, 1993.
- LEAVITT, P. R.; HODGSON, D. A. Sedimentary pigments. In: SMOL, J. P. *et al.* (Ed.). **Tracking environmental change using lake sediments: volume3: terrestrial, algal, and siliceous indicators**. Dordrecht: Springer Dordrecht, 2001. p. 295-325.
- LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations. **Limnology and Oceanography**, v. 12, n. 2, p. 343-346, 1967.
- MIZAEL, J. O. S. S. **Análise do histórico de impactos antrópicos em reservatórios do estado de São Paulo com base nos estoques de metais, pigmentos e nutrientes em sedimento**. 2019. 174 p. Tese (Doutorado) – Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba, 2019.
- MIZAEL, J. O. S. S. *et al.* Ecosystem history of a tropical reservoir revealed by metals, nutrients and photosynthetic pigments preserved in sediments. **CATENA**, v. 184, p. 104242, 2020.
- RABALAIS, N. N. *et al.* Ecosystem history of Mississippi River-influenced continental shelf revealed through preserved phytoplankton pigments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, n. 7-8, p. 537-547, 2004.
- SMOL, J. P. **Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective**. 2. ed. Hoboken: Wiley-Blackwell, 2008. 394 p.
- TAMM, M. *et al.* Pigment-based chemotaxonomy: a quick alternative to determine algal assemblage in large shallow eutrophic lake? **PLoS One**, March 24, 2015.

CAPÍTULO 11

DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ELEMENTOS QUÍMICOS NO SEDIMENTO DO RESERVATÓRIO RIO GRANDE, SP

Ivan Edward Biamont-Rojas^{1*}
Sheila Cardoso-Silva²
Marcelo Pompêo³

- 1 - Universidade Estadual Paulista - UNESP, Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, SP, Brasil
2 - Universidade Federal de Alfenas- UNIFAL, Instituto de Ciência e Tecnologia, Poços de Caldas, MG, Brasil
3 - Universidade de São Paulo - USP, Departamento de Ecologia, São Paulo, SP, Brasil

*Autor correspondente: biamont.ivan@gmail.com

RESUMO

A análise do sedimento oferece uma visão tangível dos eventos que acontecem dentro de uma bacia ou área de drenagem, desvendando fontes potenciais para a acumulação de elementos nestes ambientes. Esta pesquisa apresenta um estudo de caso que faz uso de uma abordagem geoestatística para melhor compreender a distribuição espacial dos teores de Al, Ba, Ca, K, Mg, Mn e P em sedimentos de um reservatório urbano. Foram realizadas amostragens de sedimento superficial em 47 pontos ao longo de toda a extensão do corpo hídrico para melhor avaliar a heterogeneidade espacial. A distribuição espacial foi realizada mediante técnicas geoestatísticas empregando o modelamento por krigagem. Esta análise indicou uma distribuição heterogênea dos elementos avaliados. As análises estatísticas mostraram que há uma correlação significativa entre os metais associados à biogeoquímica de nutrientes em sistemas aquáticos. A abordagem geoestatística foi eficaz na identificação da distribuição espacial dos metais (Al, Ba, Ca, K, Mg, Mn) e do fósforo no sedimento superficial do reservatório Rio Grande. Essa metodologia oferece uma compreensão aprofundada da variabilidade espacial, fornecendo *insights* valiosos para futuras investigações e gestão ambiental.

INTRODUÇÃO

A demanda do abastecimento da água, tanto para consumo humano quanto para a indústria, tem moldado as práticas de captação desse recurso dentro das bacias hidrográficas. No contexto brasileiro, a disponibilidade hídrica superficial, encontra-se em torno de 78.600 m³/s, representando cerca de 30% da vazão média de todos os rios (NOVO, 2019). Nesse cenário nacional a bacia amazônica destaca-se, contribuindo com quase 80% da produção hídrica brasileira, enquanto a segunda maior bacia, a do rio Paraná, que responde por apenas 6% dessa produção (ANA, 2020). A extensa malha fluvial do país proporciona condições propícias para a construção de reservatórios. Para o ano de 2019, por exemplo, o Brasil possuía 174.527 reservatórios artificiais, ocupando uma área de quase 45.538,76 km² (ANA, 2020).

A rápida expansão urbana representa um desafio significativo para a gestão destes ambientes. Esse crescimento, impulsionado pela migração do campo para as cidades, ocasiona o assentamento de novos bairros sem o devido planejamento. Tal expansão está intrinsecamente ligada ao desmatamento de áreas florestais expondo o solo aos elementos climáticos como chuva, sol, alagamentos e vento, entre outros. Esses impactos adversos são transferidos para a água contida na bacia hidrográfica, acelerando sua degradação (WETZEL, 2001). Assim, compostos químicos provenientes de diversas atividades antrópicas como metais, agentes inorgânicos e compostos orgânicos são liberados, contaminando os ecossistemas aquáticos (ADAMS *et al.*, 2020; LI *et al.*, 2018).

Corpos hídricos lênticos ou de transição, como os reservatórios, atuam como sumidouros da poluição gerada por causas naturais ou antrópicas na bacia, armazenando-a em seus sedimentos (BIAMONT-ROJAS *et al.*, 2023c; BIAMONT-ROJAS; MAMANI VILLALBA, 2022; MARIANI; POMPÊO, 2008; POMPÊO *et al.*, 2021). Nesse sentido, o monitoramento contínuo desses corpos hídricos é fundamental para o adequado gerenciamento tanto da qualidade do ambiente quanto da qualidade da água empregada no consumo (BIAMONT-ROJAS; CARDOSO-SILVA; POMPÊO, 2022). Compreender a heterogeneidade espacial dessas concentrações é fundamental para identificar áreas com potencial toxicológico elevado, permitindo o desenvolvimento de ações corretivas.

Para conseguir avaliar a presença e distribuição dos elementos é necessário contar com um número de pontos de amostragem representativo dentro do corpo hídrico de interesse. Também é possível combinar as técnicas de amostragem tradicionais com ferramentas de mapeamento atuais, como a geostatística em sedimentos (KOSTKA; LEŚNIAK, 2020; OLADOSU *et al.*, 2019). Neste intuito, é possível usar o método de interpolação por krigagem (GOLIA *et al.*, 2021), inicialmente utilizado em atividades de mineração (BELKHIRI *et al.*, 2017; GUO *et al.*, 2018) e que se foi adaptando para outros objetivos (BIAMONT-ROJAS *et al.*, 2023b; LEAL *et al.*, 2018). Este método usa os modelos geoestatísticos como a autocorrelação dentro de uma nuvem de pontos para criar previsões com pesos específicos para os pontos coletados. Estes pesos estão baseados na distância entre eles e sua autocorrelação espacial (BAUX *et al.*, 2022; SZATMÁRI *et al.*, 2022).

Este trabalho é um estudo de caso que faz uso de uma abordagem geoestatística para melhor compreender a distribuição espacial dos teores de Al, Ba, Ca, K, Mg, Mn e P em sedimentos de um reservatório urbano. A importância do trabalho em questão é multifacetada e se fundamenta em diversos aspectos cruciais relacionados à gestão sustentável dos recursos hídricos. Ademais, a abordagem geoestatística utilizada oferece uma ferramenta valiosa para compreender a distribuição espacial de elementos químicos. Isso não só apenas enriquece o conhecimento científico, mas também fornece dados cruciais para a tomada de decisões.

MATERIAL E MÉTODOS

Local de estudo

O reservatório Rio Grande (RG) (46° 29' 49" W 23° 45' 46" S) foi isolado do Complexo Billings pela barragem Anchieta em 1982, a qual pertence à Bacia do Alto Tietê (Fig. 11.1). É destinado ao abastecimento de água de aproximadamente 1,2 milhões de pessoas nos municípios de São Bernardo do Campo, Santo André e Diadema. Devido à carência de um sistema de tratamento de efluentes domésticos, o lançamento de esgoto sanitário vai parar diretamente no reservatório. O RG está na cota de 750 m, tem uma superfície de 14,12 km², um volume de 89,61 hm³, uma profundidade máxima de 13,2 m (BIAMONT-ROJAS *et al.*, 2023b) e um tempo de residência de 306 dias (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2021). Segundo a classificação de Köppen (1900), este ambiente pertence a um clima subtropical úmido (Cwa), com características de chuvas no verão e uma precipitação anual de 1.500 mm.

Na região, há predomínio da Mata Atlântica, originalmente formada pela floresta ombrófila (CAPOBIANCO; WHATELY, 2002). Porém, devido à intensa urbanização, a vegetação tem sido restrita a cada vez menos e menores áreas. As atividades antrópicas ocupam 27% da bacia, dos quais 20% são considerados áreas urbanas. Estima-se que quase 900.000 pessoas morem na área de drenagem da bacia hidrográfica, na maioria assentamentos irregulares (BONZI; LUCCIA; ALMODOVA, 2017). Para o ano 2017, ao redor de 75% do esgoto gerado nas municipalidades presentes na micro bacia do reservatório do Rio Grande, somente o 40% foi coletado e tratado, o que contribui ao processo de eutrofização desta área (CBH-AT, 2022).

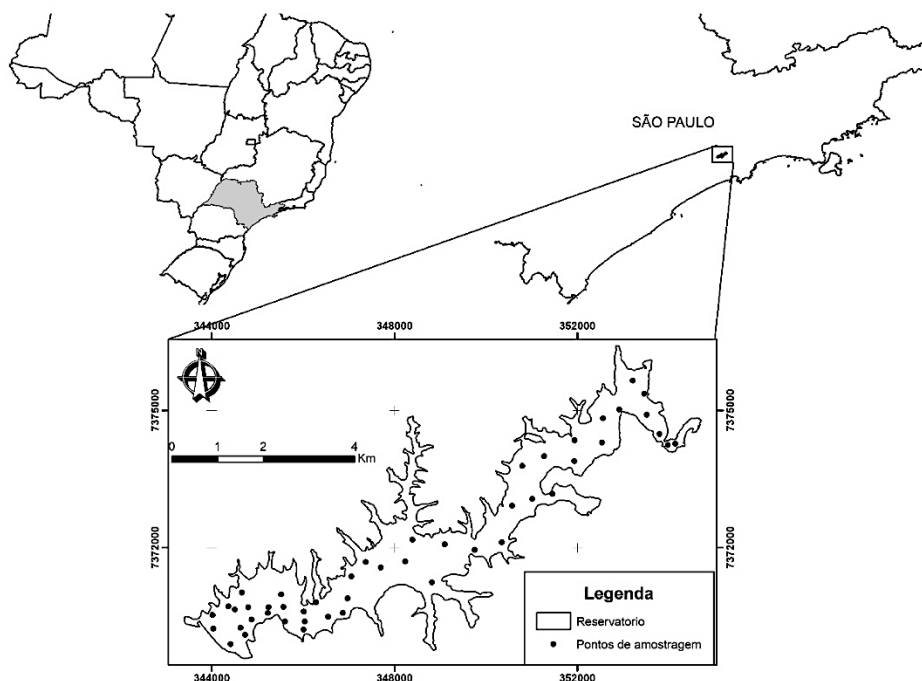


Figura 11.1: Mapa de localização do reservatório Rio Grande e os pontos amostrais de sedimento.

Amostragem do sedimento

A coleta de sedimento no reservatório RG foi realizada em 16 de novembro de 2017, em 47 pontos de amostragem distribuídos ao longo de toda a extensão do corpo hídrico para melhor avaliar a heterogeneidade espacial.

Utilizou-se um coletor de sedimento tipo Lenz de 225 cm². Os sedimentos foram armazenados em frascos estéreis de polipropileno do tipo coletor universal de 100 ml, e guardados em bolsas térmicas e no escuro. Em laboratório as amostras foram secas em estufa a 50 °C e trituradas em almofariz de vidro. Para a análise dos metais, o sedimento foi preparado seguindo o método 3050B (U.S.EPA, 1996). Após a digestão as amostras foram armazenadas a 4 °C antes da análise no Espectrofotômetro de Emissão Atômica de Plasma (ICP-AES), utilizando um equipamento Agilent Série 720. O material utilizado no processamento das amostras para a análise metais foi deixado numa solução de 10% de ácido nítrico por 24 horas e depois lavadas com água ultrapura.

Validação analítica

A precisão dos dados obtidos foi avaliada em ensaios de recuperação realizados utilizando soluções de amostra fortificadas com metais. Esses ensaios utilizaram soluções padrão SpecSol® G16 V contendo 100 mg/L dos metais em 2% de HNO₃. Um valor entre 75% e 125% foi considerado como critério de aceitação. As eficiências de recuperação variaram de 89,67% a 112,63%, e os limites de quantificação e detecção foram

calculados de acordo com Vogel (2000). Os dados dos metais foram expressos em miligramas por quilograma de peso seco (mg/kg de peso seco).

Geoestatística

A análise dos dados foi realizada no software GS+ V. 7.0. O processamento das variáveis foi primeiramente analisado mediante técnicas de estatística descritiva. Os dados foram ajustados no variograma experimental e teórico procurando o modelo que melhor representasse o ambiente analisado. A krigagem foi utilizada como método de interpolação, e foi realizada a validação cruzada obtendo um mapa de distribuição dos elementos avaliados.

Análise estatística

A análise de componentes principais (ACP) foi utilizado para descrever as características entre os pontos amostragem e reconhecer sua relação. A ACP reduz toda o conjunto de dados para um número menor de variáveis (denominados componentes), e para propósitos de plotagem são utilizados os dois primeiros componentes que, somados, representam a maior variação. O gráfico resultante da ACP está baseado em Davis (1986) e Harper (1999). Os dados analisados foram previamente transformados logaritmicamente, estes procedimentos foram realizados no *software* livre *Paleontological Statistics* (PAST) Versão 4.03. A análise de correlação Pearson foi também realizada entre todas as variáveis ($p < 0.05$). A análise foi realizada em ambiente R utilizando o algoritmo “corrplot”.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Concentrações ao longo do reservatório

Os elementos avaliados apresentaram variabilidade em suas concentrações (Tab. 11.1) em menor (ex. Ba) ou maior grau (ex. Al). Estas diferenças podem acontecer devido tanto a composição geológica quanto às atividades antrópicas que existem na bacia hidrográfica e incluindo as áreas ao redor do reservatório (FERREIRA *et al.*, 2021). Existe principalmente uma urbanização rápida sem um planejamento adequado que traz consigo um saneamento básico ineficiente ou até inexistente (BIAMONT-ROJAS *et al.*, 2023b; BIAMONT-ROJAS; CARDOSO-SILVA; POMPÊO, 2022). A região é caracterizada pelo despejo de efluentes sem tratamento, provenientes dessas áreas urbanas, diretamente ao corpo hídrico o que impacta negativamente a qualidade da água e do sedimento (BIAMONT-ROJAS *et al.*, 2023b; CARDOSO-SILVA *et al.*, 2021; FRASCARELI *et al.*, 2018).

Tabela 11.1: Estatística descritiva, média, desvio padrão (dp), variação (Mín: mínimo; Máx: máximo) e estatísticos da análise dos elementos químicos no sedimento do reservatório Rio Grande, valores expressados em mg/kg

	Al	Ba	Ca	K	Mg	Mn	P
Média + dp	31.164,2 ± 7.808,8	76,0 ± 20,6	1.102,7 ± 358,9	929,0 ± 345,9	560,7 ± 204,5	479,0 ± 283,7	1.852,6 ± 616,4
Mín - Máx	1.898,3 – 40.721,9	5,5 – 109,5	55,8 – 2.600,8	31,4 – 1.963,4	24,5 – 1.193,2	69,4 – 2.060,6	263,3 – 3.190,5
Assimetria	2,44	1,67	0,7	0,49	0,66	3,74	0,73
Curtose	5,86	3,93	7,45	2,79	3,6	18,77	1,17

O Al é considerado como o elemento de maior abundância na crosta terrestre, o que justifica as elevadas concentrações observadas comparativamente ao demais metais avaliados no reservatório. As concentrações de Al de maneira geral estiveram condizentes com outros trabalhos efetuados na bacia hidrográfica do Tietê e de acordo com valores de referências regionais (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2021). Além do uso do Al na indústria e em atividades agrícolas (NOVAES *et al.*, 2018), o Al, está relacionado ao gerenciamento de ambientes eutrofizados. Este metal pode ser utilizado como agente floculante nesses ambientes, no tratamento de esgoto, no controle das florações de algas (ROTT; MINKE; STEINMETZ, 2017) e no controle do P, ao inibir sua liberação do sedimento à coluna da água (LIN *et al.*, 2017). Apesar do RG ser um ambiente altamente eutrofizado, o manejo da região não emprega este metal no tratamento e controle da floração de algas ou para inibir a liberação do P do sedimento. As variações do metal encontradas no reservatório podem estar associadas às variações na composição granulométrica e composição geológica.

No que concerne ao Ba, este elemento tem sido utilizado como *proxy* na reconstrução de ambientes passados, com resultados promissores (DYMOND; COLLIER, 1996; EAGLE *et al.*, 2003; PLEWA; MEGGERS; KASTEN, 2006). Existem processos limnológicos específicos que induzem à sedimentação do Ba e levam a maiores concentrações deste metal na zona hipolimnética, dentre desses processos podemos considerar a estratificação termal. A presença de Ba está associada também à ambientes altamente produtivos (CHAN *et al.*, 1977) como é o caso do RG, ou ao ciclo biológico de protozoários (FINLAY; HETHERINGTON; DA VISON, 1983). Outro fator a ser considerado é a associação do Ba com o ciclo do Fe (SHOLKOVITZ; COPLAND, 1982) e sua propensão a sedimentar-se de maneira semelhante ao Mg e K (MCGRATH; DAVISON; HAMILTON-TAYLOR, 1989). Sendo o RG um ambiente altamente produtivo com elevada presença de algas o Ba pode sedimentar com facilidade.

O Mn presente nos sedimentos possui fontes naturais e associadas à processos erosivos e lançamento de efluentes. Além disso, o Mn é um metal cuja distribuição em sistemas aquáticos está amplamente governada pelo equilíbrio eh-pH (STUMM; MORGAN, 2012). Assim, a distribuição e o transporte de Mn no reservatório RG são também influenciados pelos gradientes redox. Este fenômeno ocorre na interface sedimento-água nos corpos aquáticos, devido à decomposição microbiana da matéria orgânica sedimentada (BERNER, 1980). Como é conhecido pela literatura a ausência de um tratamento do esgoto domiciliar proveniente dos arredores do reservatório (BEYRUTH; PEREIRA, 2018; BIAMONT-ROJAS *et al.*, 2023b; BIAMONT-ROJAS; CARDOSO-SILVA; POMPÊO, 2022; FERREIRA *et al.*, 2021; FRANKLIN; FÁVARO; DAMATTO, 2016; MARIANI; POMPÊO, 2008; MARTINS *et al.*, 2021) adicionam grandes quantidades de matéria orgânica o qual pode influenciar na sedimentação deste metal.

O Ca e Mg presentes nos sedimentos do RG podem ter sua origem tanto em fontes naturais quanto antrópicas. Como fonte natural está a lixiviação das rochas formadoras da bacia hidrográfica (KELTS; HSÜ, 1978) e mais especificamente de depósitos de manganês para as fontes de Mg (ZACHMANN, 1989). Uma fonte artificial destes elementos é a agricultura, tanto o Ca quanto o Mg são amplamente utilizados para neutralizar o pH dos solos ácidos para regular a disponibilidade dos nutrientes para as plantas (OSHUNSANYA, 2018). A área ao redor do RG tem apresentado variações no uso do solo. Nos quatro municípios em que o RG está inserido (Ribeirão Pires, Rio Grande da Serra, Santo André e São Bernardo do Campo) mais de 7.500 ha, desde 2010, são destinadas a atividades agropecuárias (MAPBIOMAS, 2024) o que pode ser indício dos valores registrados no sedimento para o Ca e Mg.

O K e P presentes no reservatório podem ser parcialmente oriundos das áreas agrícolas presentes nas microbacias hidrográficas formadoras do RG. Tanto o K como o P são constituintes dos fertilizantes mais comuns (TALLING, 2010). O P presente no reservatório RG tem também como origem o lançamento de efluentes sem o tratamento adequado. Os teores encontrados nesta pesquisa aproximam-se dos valores limites de 2.000 mg/kg estabelecidos pelas Diretrizes de Qualidade do Sedimento de Ontário e legislação local (Resolução CONAMA 454, 2012) (BRASIL, 2012) para serem considerados poluídos. O dado é preocupante já que o P retido nos sedimentos pode ser liberado à coluna de água perante condições anóxicas no hipolimnio, agravando ainda mais o quadro de eutrofização do reservatório.

Distribuição espacial do sedimento

O ajuste dos variogramas experimentais mostram variações das concentrações (Fig. 11.2) de Al, Ba, Ca, Mn, e P, e já no caso de K e Mg há uma menor variação. Entretanto, ambos os casos mostram uma distribuição heterogênea desses elementos no sedimento.

A distribuição espacial corrobora a distribuição heterogênea dos dados ao longo do reservatório (Fig. 11.3). No caso do Al e Ba, teores mais elevados (acima de 25.411,04 e 66,27 mg/kg, respectivamente) dominam a maior parte dos sedimentos do reservatório. Para Ca, K e Mg, os valores próximos aos valores médios estão presentes em grande parte do reservatório (1102,66; 929,07 e 479,01 mg/kg, respectivamente) sugerindo uma distribuição mais homogênea em relação ao Al e Ba. Os teores de Mn por sua vez são mais baixos (< 471,28 mg/kg), somente na porção da barragem e podemos notar apenas uma área que se destaca com valores mais elevados.

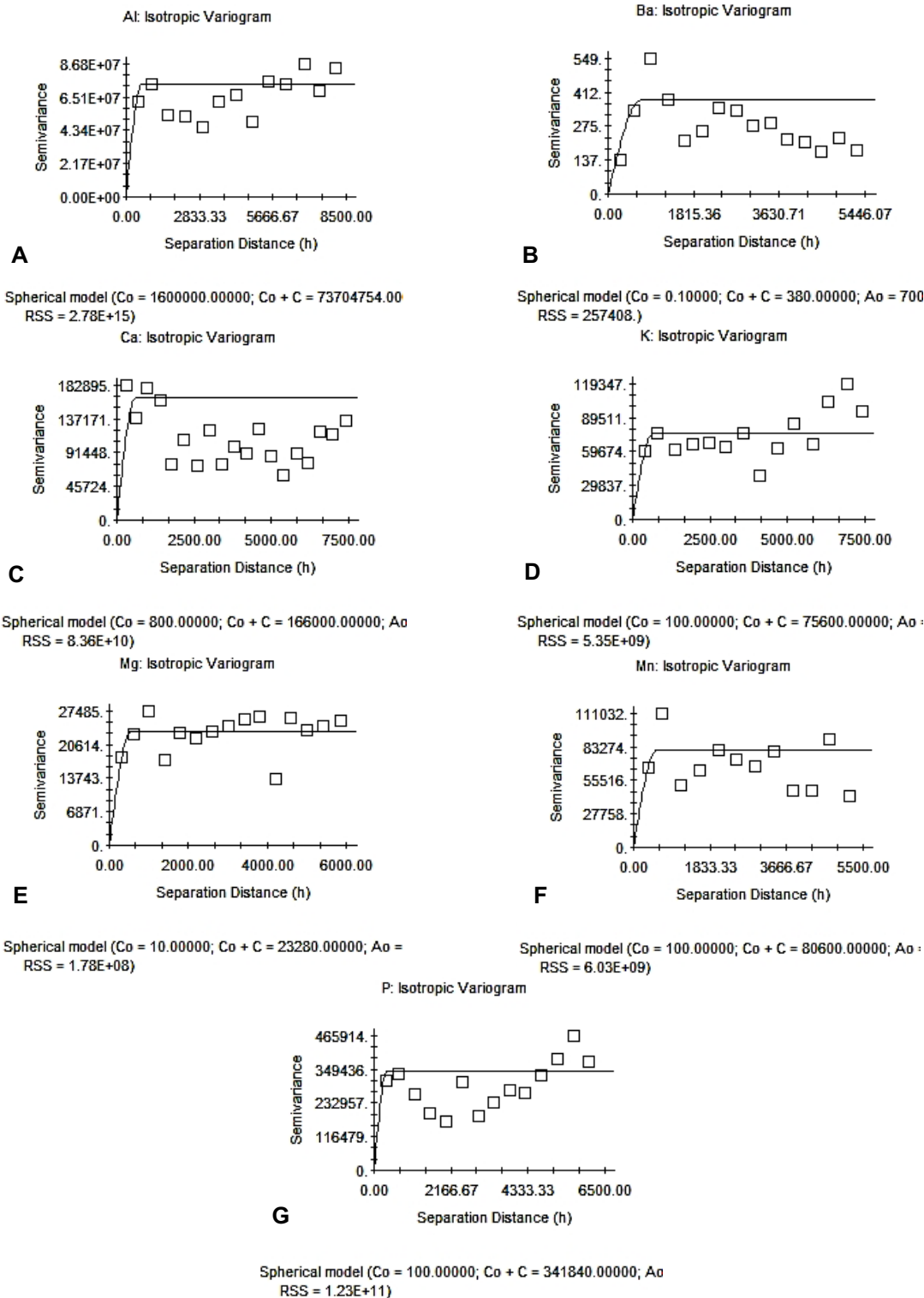


Figura 11.2: Análise dos variogramas experimentais e seu ajuste com os variogramas teóricos para os elementos químicos analisados. A= Alumínio, B= Bário, C= Calcio, D= Potássio, E= Magnésio, F= Manganês, G= Fosforo.

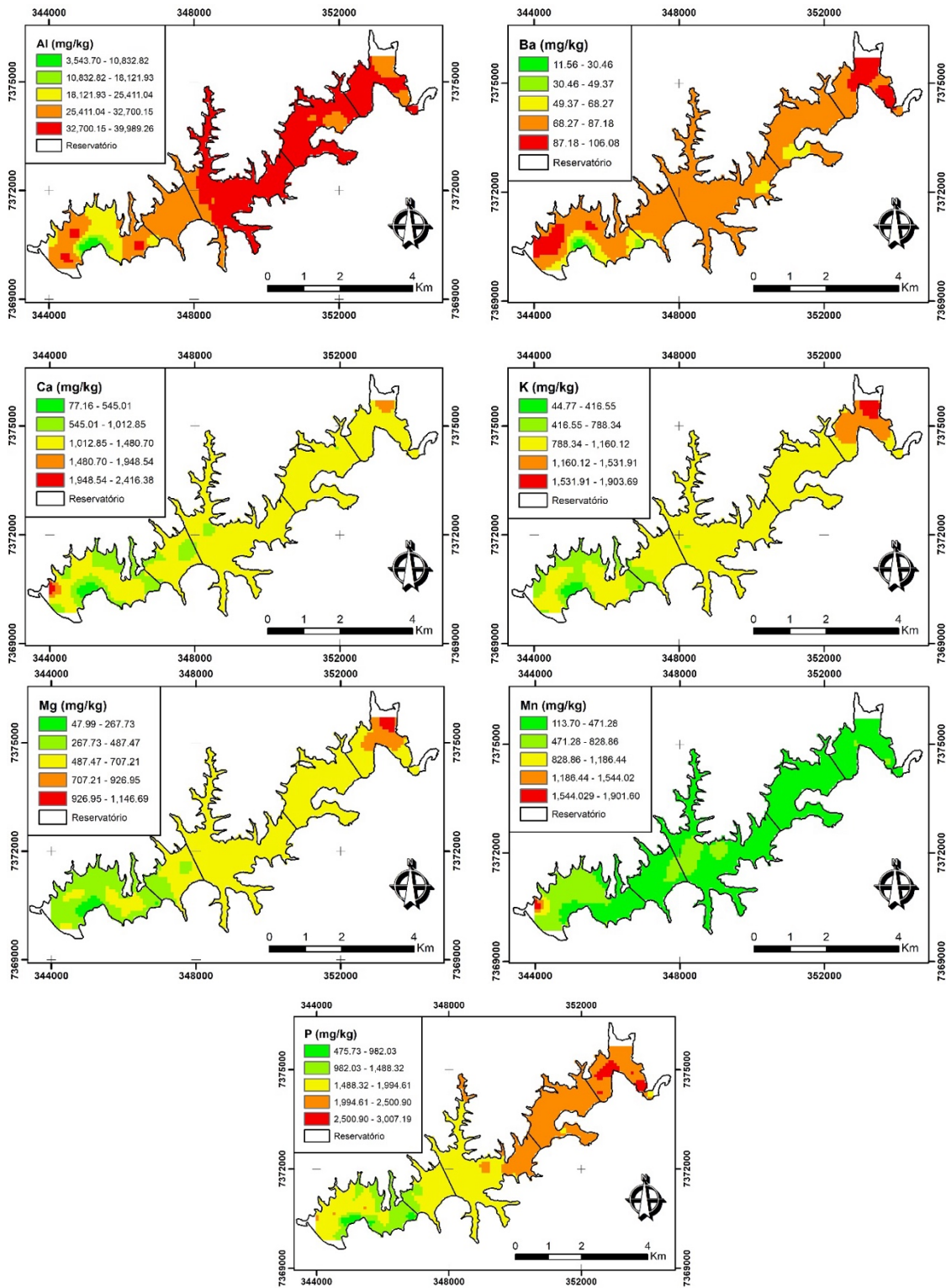


Figura 11.3: Distribuição espacial dos elementos analisados no sedimento. As concentrações estão em mg/kg.

A distribuição espacial de metais no reservatório apresenta padrão heterogêneo tanto pela conformação geológica da bacia de drenagem quanto pela influência dos usos e ocupação do solo na região e pela dinâmica de funcionamento do reservatório. Segundo (LUOMA; RAINBOW, 2008), em meio aquático, os metais tendem a apresentar maiores valores nas proximidades da sua fonte emissora. Ainda, segundo teoria de compartimentação dos reservatórios (KIMMEL; LIND; PAULSON, 1990), alguns elementos químicos podem apresentar maiores teores na parte alta do reservatório, na área fluvial, região sob maior influência do tributário principal. Assim os metais que apresentaram maiores teores na parte alta podem ter sua origem nos principais tributários formadores do reservatório, os rios Grande e Ribeirão Pires (MAIER; MEYER; TAKINO, 1985). No caso específico do Mn, sua origem no reservatório pode estar associada tanto ao aumento de processos erosivos quanto à sua presença em efluentes domésticos (VYMAZAL; ŠVEHLA, 2013). Cardoso-Silva *et al.* (2021) avaliando perfis sedimentares na área da barragem do RG, observaram aumentos consideráveis de Mn ao longo do tempo, principalmente a partir do início do ano 2000. Os autores associaram o aumento a processos erosivos e lançamento de efluentes. Neste trabalho observa-se que espacialmente a região da barragem seria a menos impactada por tais atividades e processos já que os teores de Mn tendem a ser menores nesta região.

Por fim, o P exibiu uma distribuição variável com teores elevados na entrada do reservatório (superiores a 1994,61 mg/kg) diminuindo gradualmente até a barragem (concentrações < 1.852,6 mg/kg). Este padrão pode ser explicado pela maior presença deste elemento nas águas que adentram ao reservatório tendendo a sedimentar e apresentar os menores teores na região da barragem. Este mesmo padrão foi observado por (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2014) em água para os teores de P e Índice de Estado Trófico.

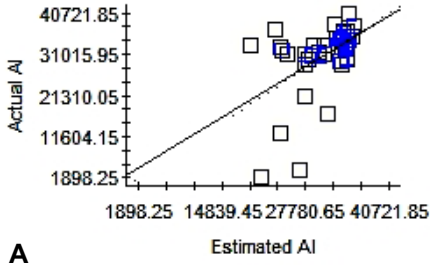
O P na região é introduzido no ambiente aquático principalmente pelo despejo de efluentes sem tratamento. Este composto influi na floração das algas, as quais são prejudiciais para o tratamento da água para abastecimento. Por isso, a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) faz aplicações regulares de algicidas como o Sulfato de Cobre pentahidratado e o Peroxido de Hidrogênio há cerca de 40 anos. Esse controle paliativo não tem demonstrado eficiência ecológica porque todo o Cu proveniente das aplicações do algicida é acumulado no sedimento, podendo ser biodisponibilizado dependendo das condições ambientais (MARIANI; POMPÊO, 2008; LEAL *et al.*, 2018; BIAMONT-ROJAS *et al.*, 2023a).

A validação cruzada para os dados avaliados (Fig. 11.4) mostra coeficientes de correlação aceitáveis entre o estimado e o real, principalmente para K, Mg e P (0,65, 0,62 e 0,57, respectivamente) e coeficientes menores para Al, Ba, Ca e Mn (0,48, 0,44, 0,36 e 0,42, respectivamente). Os valores da validação cruzada inferem também uma variação das concentrações no sedimento no reservatório que pode estar associada à distância entre os pontos amostrais.

Análise estatística

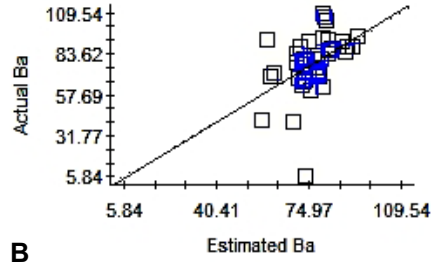
A correlação Pearson (Fig. 11.5) realizada para os elementos avaliados no sedimento do RG, mostra uma associação importante (> 0,5) entre Ba e todos os outros elementos (Mn, P, Al, Mg, K) sugerindo uma fonte semelhante para esses metais. Por sua vez o P apresenta correlações significativas com Al, Mg e K. As correlações com o Al podem ocorrer por este elemento ser indicativo indireto da presença de argilominerais (HO *et al.*, 2012). As frações argilominerais funcionam como uma importante fase em que P é retido nos sedimentos e justificariam o resultado observado. As correlações entre P e K podem ser justificadas pela origem comum destes elementos. Parte do P presente no RG pode ser oriundo de fontes agrícolas ao longo da bacia de drenagem que fazem o uso de fertilizantes à base de N, P e K, como comentado anteriormente.

A ACP (Fig. 11.6), em seus dois primeiros componentes, explicaram 78,54% da variabilidade entre os pontos e suas variáveis. Desta análise é possível observar que quatro elementos apresentam as maiores correlações (Mn, P, Mg e K), adicionalmente podemos também reconhecer a forte associação existente entre Mg e K por um lado e por outro o P com Al. A forte associação com nutrientes pode se dever a grande quantidade de matéria orgânica que ingressa no reservatório a causa da falta de um sistema de tratamento de esgoto. Devido à similitude entre o Mg e K a fonte de ambos elementos deve ser a mesma, esta pode estar relacionada às atividades agropecuárias (RÖMHELD; KIRKBY, 2010; SENBAYRAM *et al.*, 2015). No caso do Al, como previamente explicado, está presente em compostos destinados à atividade agrícola. No entanto, o P é um nutriente que também se relaciona com fertilizantes e a matéria orgânica. Já no caso do Mn tem uma relação com o intemperismo (BIAMONT-ROJAS *et al.*, 2023a) e a composição geológica da área de drenagem.



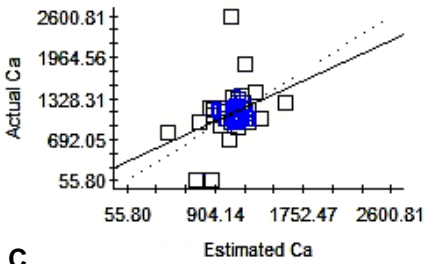
A

Regression coefficient = 0.923 (SE = 0.274 , $r^2 = 0.230$,
y intercept = 2338.70, SE Prediction = 7253.893)



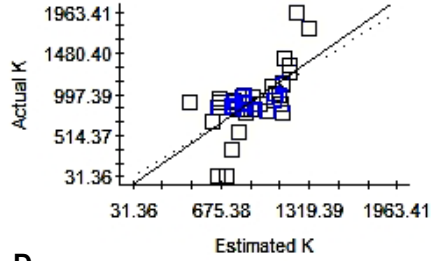
B

Regression coefficient = 1.027 (SE = 0.319 , $r^2 = 0.198$,
y intercept = -1.20, SE Prediction = 16.221)



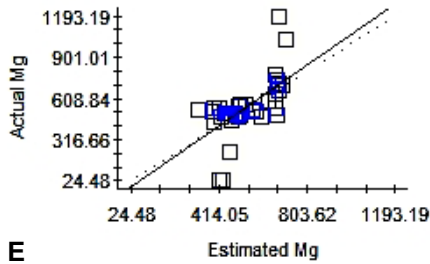
C

Regression coefficient = 0.732 (SE = 0.286 , $r^2 = 0.127$,
y intercept = 310.76, SE Prediction = 335.329)



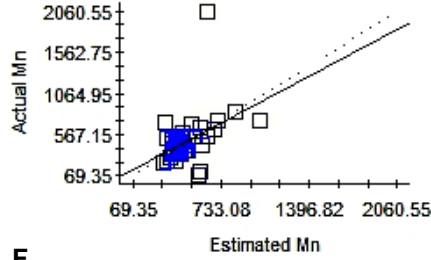
D

Regression coefficient = 1.125 (SE = 0.199 , $r^2 = 0.427$,
y intercept = -98.96, SE Prediction = 247.344)



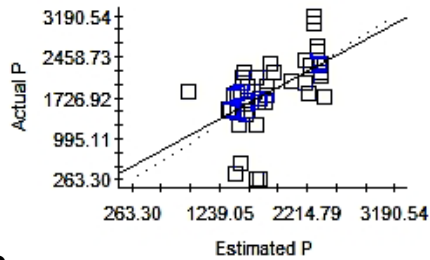
E

Regression coefficient = 1.115 (SE = 0.224 , $r^2 = 0.383$,
y intercept = -48.72, SE Prediction = 152.462)



F

Regression coefficient = 0.859 (SE = 0.274 , $r^2 = 0.180$,
y intercept = 79.80, SE Prediction = 256.939)



G

Regression coefficient = 0.878 (SE = 0.189 , $r^2 = 0.324$,
y intercept = 259.54, SE Prediction = 506.638)

Figura 11.4: Validação cruzada dos dados avaliados entre os valores estimados e valores reais. A= Alumínio, B= Bário, C= Cálcio, D= Potássio, E= Magnésio, F= Manganês, G= Fosforo.

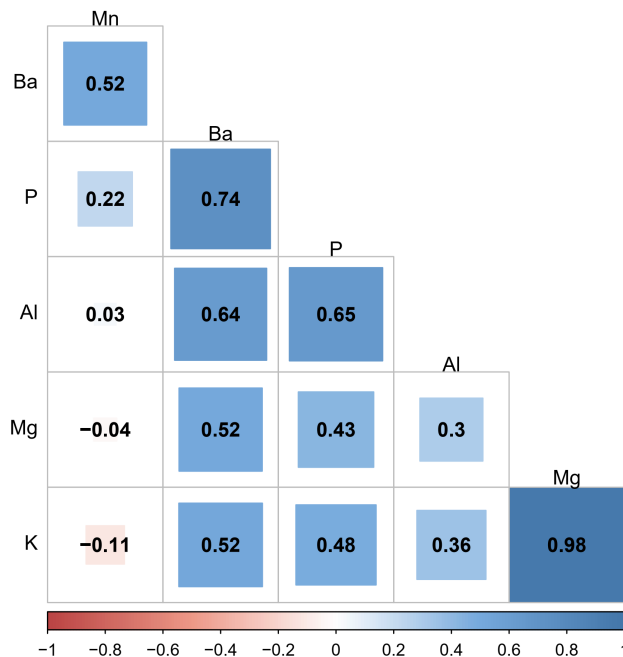


Figura 11.5: Correlação Pearson entre os elementos avaliados para o reservatório Rio Grande.

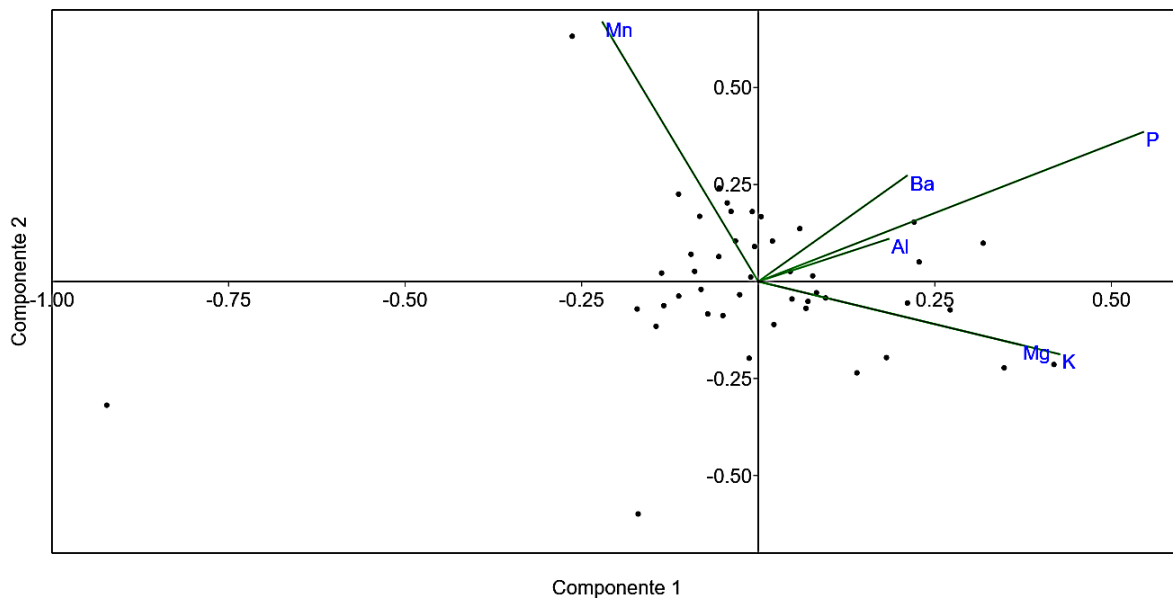


Figura 11.6: Análise de Componentes Principais para estações de coletas de sedimento no reservatório de Rio Grande.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A abordagem geoestatística permitiu identificar a distribuição espacial que os metais Al, Ba, Ca, K, Mg e Mn e o P têm no sedimento superficial do reservatório Rio Grande. Foi possível evidenciar que, na maioria dos casos, as maiores concentrações estão localizadas principalmente na entrada do reservatório.

Ficou evidente que, para diminuir os impactos das atividades humanas no reservatório, é necessário ampliar o sistema de tratamento de esgoto na região. Também é necessário periodicamente monitorar a qualidade dos sedimentos do reservatório, permitindo conhecer suas características ao longo do tempo, o que auxiliará os gestores nas tomadas de decisões.

REFERÊNCIAS

ADAMS, W. *et al.* Bioavailability assessment of metals in freshwater environments: a historical review. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 39, n. 1, p. 48-59, 2020.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**. Ana: Brasília, 2020.

BAUX, N. *et al.* An innovative geostatistical sediment trend analysis using geochemical data to highlight sediment sources and transport. **Computational Geosciences**, v. 26, n. 2, p. 263-278, 2022.

BELKHIRI, L. *et al.* Evaluation of potential health risk of heavy metals in groundwater using the integration of indicator kriging and multivariate statistical methods. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 4, p. 12-22, 2017.

BERNER, R. A. **Early diagenesis: a theoretical approach**. Princeton: Princeton University Press, 1980.

BEYRUTH, Z.; PEREIRA, H. A. The isolation of Rio Grande from Billings Reservoir, São Paulo, Brazil: effects on the phytoplankton. **Boletim do Instituto de Pesca**; v. 28, n. 2, p. 111-123, 2018.

BIAMONT-ROJAS, I. E.; CARDOSO-SILVA, S.; POMPÊO, M. Heterogeneidade espacial e ecotoxicidade de metais no sedimento em três reservatórios paulistas aplicando um enfoque geoestatístico. *In*: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. (Orgs.). **Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2022. p. 43-57.

BIAMONT-ROJAS, I. E.; MAMANI VILLALBA, B. A. Mercurio derivado de la actividad minera artesanal evidencia un alto potencial tóxico en una subcuenca del Lago Titicaca, Perú. *In*: CABRERA JARAMILLO, A.; ARANGO RUIZ, A. (Orgs.). **Minería, mercurio y salud**: aportes de la comunidad académica. Caldas, Antioquia: Editorial Lasallista, 2022. p. 43-75.

BIAMONT-ROJAS, I. E. *et al.* Chronostratigraphy elucidates environmental changes in lacustrine sedimentation rates and metal accumulation. **Environmental Science and Pollution Research**, v.30, n. 28, p. 72430-72445, 2023a.

BIAMONT-ROJAS, I. E. *et al.* Ecotoxicology and geostatistical techniques employed in subtropical reservoirs sediments after decades of copper sulfate application. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 45, p. 2415-2434, 2023b.

BIAMONT-ROJAS, I. E. *et al.* Spatial distribution of arsenic and metals suggest a high ecotoxicological potential in Puno Bay, Lake Titicaca, Peru. **Science of the Total Environment**, v. 871, p. 162051, 2023c.

BONZI, R. S.; LUCCIA, O.; ALMODOVA, M. M. Infraestrutura verde em área de manancial: um estudo para a Represa Billings. **Revista LABVERDE**, v. 8, n. 1, p. 37-63, 2017.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº. 454**, de 01 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 08 nov. 2012.

CAPOBIANCO, J. P. R.; WHATELY, M. **Billings 2000**: ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da região metropolitana de São Paulo: relatório do diagnóstico socioambiental participativo da bacia hidrográfica da Billings no período 1989-99. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2002.

- CARDOSO-SILVA, S. *et al.* Compartmentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. **Bioikos**, v. 28, n. 1, p. 31-43, 2014.
- CARDOSO-SILVA, S. *et al.* Paleolimnological evidence of environmental changes in seven subtropical reservoirs based on metals, nutrients, and sedimentation rates. **CATENA**, v. 206, p. 105432, 2021.
- CHAN, L. H. *et al.* On the barium data from the Atlantic GEOSECS expedition. **Deep Sea Research**, v. 24, n. 7, p. 613-649, 1977.
- COMITÉ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ. CBH-AT. **Relatório de situação dos recursos hídricos 2021**: bacia hidrográfica do Alto Tietê UGRHI-06 (ano base 202). São Paulo: CBH-AT, 2022.
- DAVIS, J. C. **Statistics and data analysis in geology**. 2. ed. New York: Wiley, 1986. 656 p.
- DYMOND, J.; COLLIER, R. Particulate barium fluxes and their relationships to biological productivity. **Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, v. 43, n. 4, p. 1283-1308, 1996.
- EAGLE, M. *et al.* A comparison between excess barium and barite as indicators of carbon export. **Paleoceanography and Paleoclimatology**, v. 18, n. 1, p.online, 2003.
- FERREIRA, K. S. *et al.* Metals in the sediments of reservoirs: is there potential toxicity? **Sociedade & Natureza**, v. 33, p. e58794, 2021.
- FINLAY, B. J.; HETHERINGTON, N. B.; DA VISON, W. Active biological participation in lacustrine barium chemistry. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 47, n. 7, p. 1325-1329, 1983.
- FRANKLIN, R. L.; FÁVARO, D. I. T.; DAMATTO, S. R. Trace metal and rare earth elements in a sediment profile from the Rio Grande Reservoir, São Paulo, Brazil: determination of anthropogenic contamination, dating, and sedimentation rates. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 307, n. 1, p. 99-110, 2016.
- FRASCARELI, D. *et al.* Spatial distribution, bioavailability, and toxicity of metals in surface sediments of tropical reservoirs, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 4, p. 199, 2018.
- GOLIA, E. E. *et al.* Level of contamination assessment of potentially toxic elements in the urban soils of Volos City (Central Greece). **Sustainability**, v. 13, n. 4, p. 1-12, 2021.
- GUO, Z. *et al.* Geophysical field data interpolation using stochastic partial differential equations for gold exploration in Dayaoshan, Guangxi, China. **Minerals**, v. 9, n. 1, p. 14, 2018.
- HARPER, D. A. T. **Numerical palaeobiology**: computer based modelling and analysis of fossils and their distributions. New York: John Wiley, 1999. 478 p.
- KELTS, K.; HSÜ, K. J. Freshwater carbonate sedimentation. *In*: LERMAN, A. (Org.). **Lakes**: chemistry, geology, physics. New York: Springer, 1978. p. 295-323.
- KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. *In*: THORTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Orgs.). **Reservoir limnology**: ecological perspectives. New York: John Wiley, 1990. p. 133-193.
- KOSTKA, A.; LEŚNIAK, A. Spatial and geochemical aspects of heavy metal distribution in lacustrine sediments, using the example of Lake Wigry (Poland). **Chemosphere**, v. 240, p. 124879, 2020.
- LEAL, P. R. *et al.* Impact of copper sulfate application at an urban Brazilian reservoir: a geostatistical and ecotoxicological approach. **Science of the Total Environment**, v. 618, p. 621-634, 2018.
- LI, F. *et al.* Distribution, bioavailability and probabilistic integrated ecological risk assessment of heavy metals in sediments from Honghu Lake, China. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 116, p. 169-179, 2018.

- LIN, J. *et al.* Mobile phosphorus stratification in sediments by aluminum immobilization. **Chemosphere**, v. 186, p. 644-651, 2017.
- LUOMA, S. N.; RAINBOW, P. S. **Metal contamination in aquatic environments: science and lateral management**. Cambridge: Cambridge University Press, 2008.
- MAIER, M. H.; MEYER, M.; TAKINO, M. Caracterização física e química da água da represa do Rio Grande (Riacho Grande), SP, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 13, n. 3, p. 47-61, 1985.
- MAPBIOMAS BRASIL. **Cobertura e uso do solo**. Projeto MapBiomas, 2024. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/cobertura>. Acesso em: 31 jan. 2024.
- MARIANI, C. F.; POMPÊO, M. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment: Rio Grande Reservoir, Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 8, n. 5, p. 284-288, 2008.
- MARTINS, T. F. G. *et al.* Land use, spatial heterogeneity of organic matter, granulometric fractions and metal complexation in reservoir sediments. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 33, p.e23, 2021.
- MCGRATH, M.; DAVISON, W.; HAMILTON-TAYLOR, J. Biogeochemistry of barium and strontium in a softwater lake. **Science of the Total Environment**, v. 87-88, p. 287-295, 1989.
- NOVAES, R. *et al.* Aluminum: a potentially toxic metal with dose-dependent effects on cardiac bioaccumulation, mineral distribution, DNA oxidation and microstructural remodeling. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 814-826, 2018.
- NOVO, E. M. L. M. Sistemas aquáticos continentais: definição e características. *In*: BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M.; MARTINS, V. S. (Orgs.). **Introdução ao sensoriamento remoto de sistemas aquáticos: princípios e aplicações**. São José dos Campos: LasISAINPE, 2019. p. 9-22.
- OLADOSU, S. O. *et al.* An investigative study on the volume of sediment accumulation in Tagwai dam reservoir using bathymetric and geostatistical analysis techniques. **SN Applied Sciences**, v. 1, n. 5, p. 492, 2019.
- OSHUNSANYA, S. O. Introductory chapter: relevance of soil pH to agriculture. *In*: OSHUNSANYA, S. (Org.). **Soil pH for nutrient availability and crop performance**. Rijeka: IntechOpen, 2018. p. Ch. 1.
- PLEWA, K.; MEGGERS, H.; KASTEN, S. Barium in sediments off northwest Africa: a tracer for paleoproductivity or meltwater events? **Paleoceanography**, v. 21, n. 2, p. PA2015, 2006.
- POMPÊO, M. *et al.* Water quality assessment using Sentinel-2 imagery with estimates of chlorophyll a, Secchi disk depth, and Cyanobacteria cell number: the Cantareira System reservoirs (São Paulo, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 26, p. 34990-35011, 2021.
- RÖMHELD, V.; KIRKBY, E. A. Research on potassium in agriculture: needs and prospects. **Plant and Soil**, v. 335, n. 1, p. 155-180, 2010.
- ROTT, E.; MINKE, R.; STEINMETZ, H. Removal of phosphorus from phosphonate-loaded industrial wastewaters via precipitation/flocculation. **Journal of Water Process Engineering**, v. 17, p. 188-196, 2017.
- SENBAYRAM, M. *et al.* Role of magnesium fertilisers in agriculture: plant–soil continuum. **Crop and Pasture Science**, v. 66, n. 12, p. 1219-1229, 2015.
- SHOLKOVITZ, E. R.; COPLAND, D. The chemistry of suspended matter in Esthwaite Water, a biologically productive lake with seasonally anoxic hypolimnion. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 46, n. 3, p. 393-410, 1982.
- STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters**. New York: John Wiley, 2012.

SZATMÁRI, G. *et al.* Joint spatial modeling of nutrients and their ratio in the sediments of Lake Balaton (Hungary): a multivariate geostatistical approach. **Water**, v. 14, n. 3, p. 361, 2022.

TALLING, J. F. Potassium: a non-limiting nutrient in fresh waters? **Freshwater Reviews**, v. 3, n. 2, p. 97-104, 2010.

U.S.EPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 3050B**: acid digestion of sediments, sludges, and soils (revision 2). Washington, DC: EPA, 1996.

VOGEL, A. I. **Química analítica qualitativa**. São Paulo: Mestre Jou, 2000.

VYMAZAL, J.; ŠVEHLA, J. Iron and manganese in sediments of constructed wetlands with horizontal subsurface flow treating municipal sewage. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 69-75, 2013.

WETZEL, R. G. **Limnology**: lake and river ecosystems. 3. ed. Cambridge: Academic Press, 2001. 1024 p.

ZACHMANN, D. W. Mg-carbonate deposits in freshwater environment. **Monograph Series on Mineral Deposits**, vol. 28, p. 61-94, 1989.