

**MONITORAMENTO E MANEJO DE
MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM
RESERVATÓRIOS TROPICAIS BRASILEIROS**

DOI 10.11606/9788585658670

Marcelo Pompêo

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

Primeira edição

10.11606/9788585658670

**MONITORAMENTO E MANEJO DE
MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM
RESERVATÓRIOS TROPICAIS BRASILEIROS**



Pompêo, Marcelo.

Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros / Marcelo Pompêo. -- São Paulo ; Instituto de Biociências da USP, 2017.

138 p. : il.

ISBN 978-85-85658-67-0

DOI 10.11606/9788585658670

1. Macrófita. 2. Reservatório. 3. Manejo. 4. Monitoramento.
5. Qualidade da água. I. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros.

LC QH 96.A5

As fotos das macrófitas aquáticas das aberturas dos capítulos são provenientes do reservatório Guarapiranga.

Fotos de Rafael Hirata.

Revisão de Tatiane Ivo.

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

**MONITORAMENTO E MANEJO DE
MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM
RESERVATÓRIOS TROPICAIS BRASILEIROS**

DOI 10.11606/9788585658670

Marcelo Pompêo

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

São Paulo - 2017

Prefácio

As macrófitas aquáticas são organismos que estão presentes em todos os tipos de massas de água, mesmo em baixa riqueza ou biomassa. E lá devem permanecer, pois são fundamentais, para o metabolismo dos ecossistemas, para a ciclagem de nutrientes e fluxo de energia, por exemplo. Desta forma, não devem ser exterminadas como pragas com o simples propósito de a massa de água parecer mais “limpa” e livre de problemas potenciais, como o grande crescimento das macrófitas aquáticas e as consequências decorrentes deste crescimento.

Os problemas decorrentes da simples presença das macrófitas aquáticas muitas vezes estão nos olhos de quem as vê e não necessariamente existem de fato ou, pelo menos, não são tão graves como fazem parecer alguns.

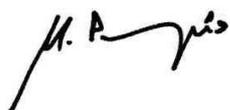
Bancos de macrófitas aquáticas crescendo sobre as margens ou imediatamente sobre ou sob os primeiros metros da massa de água são, para muitos, um grande transtorno, pois interferem na vida do homem, dificultando, por exemplo, o acesso ao corpo de água. No entanto, do ponto de vista ambiental, sua presença nas margens não causa e nem revela distúrbio algum, pelo contrário, revela um ambiente saudável. Nesse caso em particular, basta reservar uma área livre de plantas para acesso ao corpo de água para que imediatamente as demais macrófitas aquáticas deixem de ser percebidas e consideradas um problema. O problema existe apenas quando há sobressaltos no crescimento de sua biomassa ou área de colonização em reservatórios altamente manejados pelo homem, com grande descontrole no aporte de nutrientes, principalmente decorrente do lançamento *in natura* dos esgotos domésticos e industriais. Neste caso as macrófitas aquáticas rapidamente podem colonizar extensas áreas e de fato trazerem prejuízos aos múltiplos usos dos reservatórios. Mas isso é contornável. Com adequado programa de gestão é possível monitorar, antecipando-se aos problemas, e manejar as plantas aquáticas, se necessário, minimizando as consequências do grande crescimento potencial.

Os problemas que hoje vivenciamos com as macrófitas aquáticas são gerados principalmente pelas próprias atividades humanas. Assim, cabe ao homem equacioná-los com o mínimo transtorno aos múltiplos usos do sistema, à qualidade da água e à biota, cada vez mais com vistas à sustentabilidade em longo prazo.

A Limnologia, ciência que estuda as águas interiores, diretamente envolvida com a utilização racional e com a conservação e recuperação dos recursos hídricos, em particular dos reservatórios, não é recente e muito menos incipiente no Brasil. Há inúmeros centros de pesquisas distribuídos pelo território nacional com múltiplas competências para estudar a estrutura, função e dinâmica dos reservatórios, inclusive com ênfase nas macrófitas aquáticas. Portanto, há no Brasil condições objetivas, isto é, laboratórios, técnicos especializados, domínio de métodos de campo e análises de dados, que permitirão estudar o reservatório e sua biota, em especial as macrófitas aquáticas.

Com base em múltiplos estudos será possível, para cada reservatório, definir programas de monitoramento e manejo para cada componente da biota, como o fitoplâncton, em particular as cianobactérias, e mesmo para as macrófitas aquáticas, nosso objeto de apreciação deste manuscrito. Mas não podemos deixar de compreender o que se passa no entorno imediato do reservatório e nem na totalidade de sua bacia hidrográfica, compreendendo as respectivas alterações nos usos e ocupações que ocorrem ao longo do tempo e no espaço, pois para melhor compreender o que se observa na massa de água ou no sedimento, por exemplo, muitas vezes a explicação e a solução estão fora do corpo de água.

Este livro visa discutir aspectos relacionados ao monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. Surgiu das conversas com os alunos, mas principalmente com os técnicos da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), diálogos decorrentes da parceria no projeto *Programa de monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas nos reservatórios do Estado de São Paulo: subsídio a políticas públicas* (FAPESP, Proc. 2006/51705-0) e do *Desenvolvimento de programa de monitoramento e controle do crescimento de macrófitas aquáticas na represa Paiva Castro - Sistema Cantareira (São Paulo)* (CNPq, Proc. 470443/2008-1). Portanto, segue como fruto tardio desses financiamentos, mas em tempo.



Marcelo Pompêo
São Paulo, 14 de março de 2017.

Agradecimentos

Sou muito grato aos órgãos de fomento (Fapesp - processos: 2002/13376-4, 2006/51705-0, 2009/16652-1, 2012/11890-4 e 2014/22581-8; CNPq - processos: 471184/2006-3, 552540/2006-4 e 470443/2008-1) que direta ou indiretamente permitiram os inúmeros estudos nos reservatórios do Estado de São Paulo, em particular os que abastecem a Região Metropolitana de São Paulo. Sem esses financiamentos toda estrutura laboratorial e de equipamentos para os trabalhos não seriam possíveis e ainda menos possíveis os inúmeros estudos levados a cabo pelo grupo de pesquisa que coordeno e as respectivas produções técnicas ou de divulgação geradas desses estudos.

Agradeço também a todos os alunos e profissionais que até a presente data passaram pelo laboratório, da iniciação científica ao pós-doutoramento. Foram muitas as nossas conversas, as quais sempre me motivaram a seguir meu caminho, culminando com este livro e outras produções. Os alunos têm a certeza de que são eles que aprendem comigo, mas o que eles trazem para mim também é muito precioso. Esse corpo de colaboradores também foi meu principal interlocutor, contribuindo sobremaneira na leitura crítica de todos os capítulos que compõem esta obra. Em especial agradeço à Dra. Sheila Cardoso da Silva pela leitura crítica de todo manuscrito.

Aos colegas de Departamento, em especial às Profas. Ana Lucia Brandimarte e Marisa Dantas Bitencourt e ao Prof. Sergio Tadeu Meirelles, com os quais tive e tenho conversas sempre muito proveitosas e motivadoras. À Prof. Marico Meguro (*in memoriam*), excepcional naturalista e ecóloga, grande incentivadora dos estudos com as macrófitas aquáticas.

Também agradeço à Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), em especial aos Srs. Alberto Ferro, Osmar Rivelino e Josileu Fontes da Silva (*in memoriam*), pelas facilidades oferecidas nos diversos trabalhos executados e pelas inúmeras conversas com esses profissionais altamente conhecedores dos reservatórios sob suas responsabilidades. Esses diálogos permitiram compreender o histórico de alterações nos reservatórios e sua dinâmica, bem como quais seriam algumas das demandas da SABESP, em particular aquelas relativas às macrófitas aquáticas.

Ao SOS Guarapiranga, que propiciou recursos financeiros, mas principalmente bolsas a entusiasmados alunos, que fizeram um trabalho exemplar com as macrófitas aquáticas nesse reservatório.

A todo corpo de funcionários do Departamento de Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (USP), aos atuais e aos que já se desligaram, em especial à equipe de apoio aos trabalhos de campo e laboratório. Também às secretárias do Departamento e da Pós-Graduação em Ecologia por toda colaboração no desenvolvimento dos inúmeros trabalhos executados ou em execução.

Agradeço à Sra. Adriana Hypólito Nogueira, bibliotecária-chefa da Biblioteca do Instituto de Biociências da USP, por todo apoio na finalização desta obra.

A bióloga Maria Estefânia Fernandes Rodrigues, pelo auxílio na complementação do Capítulo 8 e pela cessão das fotografias apresentadas.

A Viviane e ao Lucas, sempre luzes a iluminar meu caminho. Nada do que faço faria sentido sem as suas presenças.

A todos que direta ou indiretamente sempre me motivaram com críticas construtivas e sugestões, permitindo corrigir rumos e melhor direcionar as minhas ações.

A Claude Monet, com as suas esplendorosas macrófitas aquáticas, que a todos maravilham.

Apresentação

Um dos impactos mais sérios em reservatórios é o crescimento excessivo de macrófitas aquáticas. A proliferação exagerada dessas plantas acarreta efeitos deletérios, de ordem econômica, estética e ecológica na dependência dos usos desses ambientes lacustres artificiais, quais sejam para geração de energia elétrica, abastecimento público, recreação e lazer, controle de cheias e cultivo de organismos. A grande questão é decifrar as causas do desenvolvimento destes produtores nas diferentes represas. Poder-se-ia cogitar em processos internos aos reservatórios como gatilho para o crescimento maciço das plantas aquáticas superiores, mas certamente fatores externos têm um papel preponderante como causadores desses efeitos. Conhecidos os agentes determinantes da proliferação das macrófitas aquáticas, medidas de controle e manejo podem ser propostas.

A finalidade deste livro é discutir toda a temática envolvendo o crescimento das macrófitas em represas e as suas consequências. Baseado na sua grande experiência, alicerçada em investigações envolvendo a comunidade de plantas aquáticas superiores, e em informações da literatura, o Professor Marcelo Pompêo, autor deste compêndio, apresenta uma síntese de toda a problemática. Inicia com uma resenha sobre as características gerais dos reservatórios e apresenta a definição de macrófitas aquáticas, os grupos fisionômicos, sua distribuição espacial, as diversas funções exercidas e o seu modo de dispersão. Tece considerações sobre a necessidade de monitoramento contínuo e mostra as diferentes abordagens no manejo; analisa de forma crítica a legislação vigente a respeito e aspectos da qualidade da água presente nos reservatórios. Elaborou uma análise dos diferentes agentes causadores do crescimento das macrófitas aquáticas. Relata as ocorrências existentes da proliferação excessiva das plantas aquáticas em reservatórios do Brasil, as suas causas e as medidas tomadas para mitigação dos impactos surgidos. A remoção das macrófitas dos reservatórios ocasiona outro problema: o que fazer com a grande biomassa extraída do ambiente aquático? Neste sentido, o autor deste livro mostra diferentes aspectos no descarte e eventual aproveitamento da biomassa removida das represas. O autor faz também uma análise detalhada da eutrofização em reservatórios, suas causas e efeitos, em especial resultantes no desenvolvimento das macrófitas. A exposição do autor deste livro culmina com a apresentação da proposta de criação de centros de monitoramento e manejo de plantas aquáticas. Neste sentido, o autor insiste na sua proposta em que se inclua nos estudos não somente a descrição dos processos internos aos reservatórios, mas também os efeitos na qualidade da água, do entorno imediato. Enfatiza sobre a importância de examinar os processos e usos da terra envolvidos na bacia hidrográfica de reservatórios, que devem ser investigados conjuntamente com os aspectos ecológicos dos ambientes lacustres artificiais, abordados como uma unidade integrada de funcionamento. Finalmente o autor apresenta uma descrição taxonômica sucinta das espécies de macrófitas frequentes em reservatórios do Brasil.

Esta contribuição será de grande valia para todos os interessados nesta temática, profissionais de empresas de controle de qualidade da água e gestores públicos, acadêmicos de universidades públicas e privadas, pesquisadores de órgãos públicos e de organizações não-governamentais. É uma obra de leitura fácil e recomendável a todos.

Botucatu, novembro de 2016.

Dr. Raoul Henry
Professor Titular
Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho
Departamento de Zoologia
Campus de Botucatu

**Às macrófitas aquáticas.
Tão injustiçadas, mas necessárias.**

SUMÁRIO

Prefácio	v
Agradecimentos	vi
Apresentação	viii
1 Introdução	2
2 Monitoramento e manejo	16
3 Controle do crescimento de macrófitas aquáticas	25
4 Algumas experiências no controle do crescimento de macrófitas aquáticas no Brasil	51
5 Descarte e aproveitamento da biomassa de macrófitas aquáticas	60
6 Eutrofização	67
7 Centro de monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas: uma proposta	75
8 Descrições de algumas espécies de macrófitas aquáticas	103
Referências	113



1 INTRODUÇÃO

Visando satisfazer a crescente demanda por água, inúmeros reservatórios foram construídos no século passado. Considerados como símbolo de modernização e da habilidade humana em controlar e utilizar recursos da natureza, ampliou-se a construção de grandes reservatórios particularmente entre as décadas de 30 e 70 (COMISIÓN MUNDIAL DE REPRESAS, 2000). Essa tendência foi mantida até a década de 70. Desde então diminuiu o número de construções, em particular nos Estados Unidos e Europa. Relativo aos cinco países com o maior número de reservatórios estes somam cerca de três quartas partes de todos os grandes reservatórios do mundo e praticamente dois terços encontram-se nos países em desenvolvimento, como no Brasil (COMISIÓN MUNDIAL DE REPRESAS, op cit.).

Como usos prioritários, os reservatórios são empregados para a geração de energia elétrica, acumulação de água para abastecimento público e projetos de irrigação. Mas cerca de metade dos reservatórios construídos tem a finalidade de acumular água para projetos de irrigação e acredita-se que contribuam com 12 a 16% da produção mundial de alimentos, além disso, ao menos 75 países têm construído grandes reservatórios para controlar inundações (COMISIÓN MUNDIAL DE REPRESAS, op cit.).

Ecologicamente reservatórios são sistemas de transição entre rios e lagos, com mecanismos de funcionamento específicos, dependentes da bacia e dos usos do sistema. Suas características morfométricas e sua posição na bacia hidrográfica fazem com que funcionem como um acumulador de informações processadas ao longo de sua bacia hidrográfica. Essas informações são decodificadas pelas comunidades biológicas, refletidas por alterações na composição fitoplanctônica e zooplanctônica (Tundisi, 1985). Além da influência alóctone os reservatórios apresentam dinâmica própria, reflexo do seu tempo de residência, morfometria e profundidade.

Portanto, lagos e reservatórios são depositários dos eventos presentes e passados de sua bacia de drenagem e a dinâmica, a estrutura e o funcionamento desses ecossistemas aquáticos repousam, em parte, sob a influência externa (HENRY, 1990).

Uma característica significativa dos reservatórios é a existência de gradientes horizontais e verticais e de um contínuo fluxo de água em direção à zona da barragem. No braço Rio Grande (Complexo Billings, Estado de São Paulo), por exemplo, esse gradiente é proporcionado pela retirada de água pela SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), com um total de 5,0 mil l/s para o abastecimento de cerca de 1.500.000 habitantes, já no reservatório Guarapiranga, também em São Paulo, o gradiente é representado pela retirada de 15 mil l/s visando abastecer 5,6 milhões de pessoas (COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2016).

Em reservatórios urbanos, como nos reservatórios Billings e Guarapiranga, o processo de eutrofização tem sido acelerado mediante interferência humana, podendo afetar a dinâmica das comunidades aquáticas (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 1996; BEYRUTH, 1996; MAIER et al., 1997; POMPÊO et al., 2005). O excessivo crescimento de algas tóxicas, particularmente cianobactérias, pode propiciar a morte de animais, a contaminação em seres humanos e problemas gastrintestinais e de pele (AZEVEDO, 1998; SANCHES et al., 2012). As plantas aquáticas também podem apresentar crescimento intenso alterando a qualidade da água e interferindo nos usos múltiplos do sistema. Outras considerações sobre a eutrofização serão apresentadas no Capítulo 6 (*Eutrofização*).

O crescimento de macrófitas aquáticas flutuantes no braço Rio Grande, principalmente de *Salvinia auriculata* e em menor intensidade de *Pistia estratiotes*, ocorrido após junho de 2004, causou preocupações à comunidade local. Além do efeito estético negativo, a presença dessas

plantas suscitou discussões referentes à qualidade da água e a problemas de doenças de veiculação hídrica. Em 2005 o problema no reservatório Guarapiranga foi com a macrófita aquática emersa *Polygonum* (Capítulo 4 - *Algumas experiências no controle do crescimento de macrófitas aquáticas no Brasil*). Desta forma, aos gestores dos reservatórios cabem algumas atribuições como desenvolver programas de monitoramento e manejo visando compreender e controlar esses crescimentos excessivos de algas e de macrófitas aquáticas, por exemplo.

O primeiro simpósio internacional sobre “ervas daninhas” aquáticas ocorreu na França em 1964 (MOREIRA et al., 1999). Em setembro de 2015 ocorreu em Edimburgo (Escócia) o 14th *International Symposium on Aquatic Weeds* (<https://sites.google.com/site/aquaticplants2015/>), organizado pelo *European Weed Research Society* (EWRS) e *International Society on Limnology* (SIL). O fato de esse evento ter chegado à 14ª edição demonstra o grande interesse e o elevado número de profissionais que se dedicam ao estudo das macrófitas aquáticas. De acordo com Moreira et al. (op cit.), o *10th Aquatic Weed Symposium*, que ocorreu em Lisboa, mostrou “*as pieces of the ecosystems puzzle, aquatic plants and their weedy behaviours are now being viewed in a wider context of watershed management.*” Segundo a organização desse evento, o próximo não será mais na Europa: em 2018 ocorrerá na Nova Zelândia.

Em 1971 Boyd começa assim a primeira frase de seu manuscrito, logo no *Abstract*: “*Reservoir biologists often consider aquatic macrophytes an undesirable form of primary production*”. Em outra parte, segue “*Little effort has been expended to determine the causes of infestations in particular situations. Characteristically, man has attempted to eradicate what he considered a serious biological nuisance with little concern over the true nature of the ecological problem*”. Com relação às macrófitas aquáticas, passados mais de 40 anos da publicação desse manuscrito, pouco mudou na visão dos gestores, tomadores de decisão e da população em geral. Pouca atenção continua a ser dada às verdadeiras causas do impacto na qualidade das águas em grande parte externas ao corpo de água, como a pouca cobertura na coleta e tratamento das águas residuárias (POMPÊO et al., 2005; POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2012; POMPÊO et al., 2015; RODRIGUES, 2016), mas centram esforços nas suas consequências, como no controle do crescimento das plantas aquáticas ou do fitoplâncton, por exemplo. Assim, as plantas aquáticas muitas vezes passam a ser o principal foco das atenções, indistintamente e erroneamente ao mesmo tempo consideradas causa e efeito, sempre vistas como pragas que devem ser extirpadas dos corpos de água.

Apesar de sua importância ecológica, o termo “daninho” tem sido empregado com relativa frequência na literatura, particularmente no que se refere às macrófitas aquáticas (THOMAZ, 2002). Em Houaiss (<http://houaiss.uol.com.br/busca?palavra=daninho>, acessado em setembro de 2015), “daninha” significa o que “produz dano; nocivo, danoso”, e, do ponto de vista botânico, “diz-se de planta que infesta o campo de certas culturas, prejudicando-as”, o que demonstra uma arraigada visão pessimista, muitas vezes no próprio meio acadêmico, acerca das plantas aquáticas.

São inúmeras as atividades humanas que exercem significativo impacto sobre os recursos hídricos, em particular sobre as águas interiores, principalmente sobre os reservatórios (Tabela 1) (STRAŠKRABA; TUNDISI, 2013). Devido a esse potencial impacto sobre a qualidade da água (Tabela 2), as atividades listadas na Tabela 1 também podem ser consideradas potencialmente responsáveis, direta ou indiretamente, pelo descontrole no crescimento de macrófitas aquáticas ou de outros organismos aquáticos, como o fitoplâncton, em particular as cianobactérias.

As macrófitas aquáticas representam um grande grupo de organismos que crescem em águas interiores e salobras, estuários e águas costeiras (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2003; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; THOMAZ; ESTEVES, 2011). Em relação às águas interiores, mesmo em baixa biomassa, dificilmente as plantas aquáticas estão ausentes de lagos, rios e reservatórios ou outras massas de águas. Inclusive, estão presentes mesmo em águas com grande carga orgânica, como os rios Pinheiros e Tietê (São Paulo, SP, Brasil), ou em cavas abandonadas pela mineração de carvão, como ocorre no sul do Estado de Santa Catarina (Brasil). Mas a sua presença não pode ser considerada um fato indesejável, embora o intenso e descontrolado crescimento da vegetação aquática de fato pode se tornar problema em muitos reservatórios

brasileiros. Isto porque estes corpos hídricos são empregados no abastecimento público, geração de energia elétrica, recreação e esportes náuticos, ou em lagos pequenos de chácaras, sítios e fazendas, e mesmo em praças públicas. Os reservatórios, em particular, têm sido afetados pelo desenvolvimento maciço dessas espécies, fato que geralmente não é observado em seus habitats naturais, as áreas alagáveis (THOMAZ, 2002).

Tabela 1 – Atividades humanas de maior impacto sobre as bacias hidrográficas, com reflexo na qualidade da água de reservatórios, modificado de Straškraba; Tundisi (2013).

Atividades de impacto sobre as bacias hidrográficas
desflorestamento
mineração
construção de ferrovias e estradas de rodagem
construção de reservatórios
esgotos e outros dejetos
desenvolvimento urbano
agricultura e agroindústria
irrigação
salinização e inundação de campos
recreação e turismo
construção de hidrovias e transporte fluvial
construção de canais, retificação de rios e transferências de água
destruição de várzeas
deslocamento populacional
introdução de espécies exóticas
exploração inadequada de biomassa
transferência ou retirada de água induzindo uma menor recarga das águas subterrâneas
poluição atmosférica pelas indústrias ou automóveis, causando chuvas ácidas

Tabela 2 – Principais problemas relativos à redução da qualidade da água de reservatórios, modificado de Straškraba; Tundisi (2013).

Problemas relacionados à redução da qualidade da água
poluição orgânica clássica
eutrofização
grande contaminação por nitratos e problemas higiênicos associados
acidificação
problemas de turbidez derivados do excesso de material em suspensão
salinização
contaminação por bactérias ou vírus
doenças hídricas transmissíveis
contaminação por metais pesados
agrotóxicos ou outros produtos químicos
depleção dos níveis e volumes hídricos

O crescimento explosivo dessas plantas tem a potencialidade de atingir tal biomassa que poderá cobrir todo espelho d'água ou o fundo do lago ou reservatório, comprometendo os usos atuais e futuros do sistema, com impactos nos serviços ecossistêmicos – os benefícios diretos e indiretos apropriados pelo homem a partir dos ecossistemas, produzindo o bem-estar humano

(ANDRADE; ROMEIRO, 2009). Quando isso ocorre, o desejável é empreender esforços para compreender as causas, mas também para controlar as consequências, isto é, o intenso crescimento, reduzindo os efeitos negativos decorrentes da grande biomassa vegetal formada. Assim, em determinados casos são necessárias ações em curto prazo, como a simples remoção da vegetação que impede a passagem de embarcações (POMPÊO, 2008). No entanto, nunca se pode perder a visão do todo, que também envolve estudos mais abrangentes e de longo prazo que permitam compreender as causas desse substancial crescimento e necessariamente direcionar os esforços para cessar as causas e reduzir seus respectivos efeitos negativos ao ambiente e aos usos que a sociedade faz de dado corpo de água.

Assim, este livro visa, do ponto de vista básico, resumidamente discutir questões relativas às plantas aquáticas, mais conhecidas como macrófitas aquáticas, sua importância para o ecossistema aquático e para as demais comunidades constituintes. Do ponto de vista aplicado, visa também apresentar discussões sobre as estratégias de controle, descarte e aproveitamento da biomassa das macrófitas aquáticas, em parte estendendo a discussão já iniciada em Pompêo (2008), além de apresentar algumas experiências brasileiras no controle do crescimento de macrófitas aquáticas. Há também a preocupação de apresentar proposta para a criação de um centro de monitoramento e manejo da qualidade da água, com ênfase no estudo das macrófitas aquáticas, particularmente em reservatórios empregados no abastecimento público.

Vale reforçar que, neste capítulo, bem como nos demais apresentados nesta obra, não se pretende esgotar o assunto, nem mesmo referenciar tudo que já foi publicado, o que seria impossível. Nem mesmo se quer apresentar discussão por tema, como variação de biomassa, composição química, produtividade primária, área de colonização, decomposição, estudos sobre o meio físico, entre outros. Tem-se apenas como objetivo principal apresentar temas e abordagens consideradas importantes acerca das macrófitas aquáticas e da ecologia de reservatórios e sugerir bibliografias que permitam aos leitores tomar ciência de relevantes estudos sobre macrófitas aquáticas e os reservatórios, fornecendo subsídios aos seus interesses, o que não dispensará sólida revisão bibliográfica, como a executada na *Web of Science* ou mesmo no *Google Scholar*, entre outras possibilidades de busca.

1.1 AS MACRÓFITAS AQUÁTICAS

São várias as terminologias utilizadas para descrever os vegetais observados no ambiente aquático, tais como hidrófitas, helófitas, euhidrófitas, limnófitos, plantas aquáticas, macrófitas, macrófitos aquáticos, entre outros (ESTEVEES, 1998; THOMAZ; ESTEVEES, 2011). O termo macrófitas aquáticas ou simplesmente macrófitas pode ser considerado de uso mais corrente (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2003), principalmente no contexto ecológico (THOMAZ, ESTEVEES, 2011).

As macrófitas aquáticas apresentam grande capacidade de adaptação e amplitude ecológica, sendo encontradas nas margens e nas áreas rasas de rios, lagos e reservatórios, mas também em cachoeiras e fitotelmos, nas regiões costeiras, em água doce, salgada e salobra (ESTEVEES, 1998), ou em ambientes alterados, como em lagoas provenientes da cava de exploração de carvão ou em barragens de rejeito de mineração, como observado na região sul do Brasil (Santa Catarina, Brasil).

Dada à heterogeneidade filogenética e taxonômica das macrófitas aquáticas, diferentes grupos dessas plantas são reconhecidos no Brasil, e elas são preferencialmente classificadas quanto ao seu biótopo. Essa classificação reflete, principalmente, o grau de adaptação das macrófitas ao meio aquático (ESTEVEES, 1998; THOMAZ; ESTEVEES, 2011) (Tabela 3).

Além da definição adotada pelo Programa Biológico Internacional – PBI (ESTEVEES, 1998), também é muito utilizada no Brasil a definição descrita em Irgang et al. (1984) (RODRIGUES, 2011), em linhas gerais, dividindo as macrófitas aquáticas em mais grupos do que os sugeridos pelo PBI (Tabela 4).

Segundo Rodrigues (2011), em trabalhos voltados para a relação da comunidade de macrófitas aquáticas com o ambiente, nota-se preferência no uso do sistema de classificação descrito por Esteves (1998), posteriormente mantido em Thomaz; Esteves (2011).

A distinção de macrófitas aquáticas em diferentes grupos reflete a distribuição organizada e paralela à margem (Figura 1), permitindo observar um gradiente de distribuição da margem para o interior do lago, passando pelas macrófitas aquáticas emersas, de folhas flutuantes, às submersas livres e, por último, às flutuantes (ESTEVES, 1998; THOMAZ; ESTEVES, 2011). Reflete inclusive a interação com o meio. As macrófitas aquáticas enraizadas têm a habilidade de assimilar nutrientes presentes no sedimento, e as macrófitas aquáticas flutuantes retiram nutrientes diretamente da massa de água. Assim, o nutriente que anteriormente ficaria preso no sedimento, através do efeito de bombeamento do sedimento para a coluna de água, por intermédio das macrófitas aquáticas enraizadas, rapidamente retorna ao ecossistema aquático, seja através da excreção ou da sua liberação após a decomposição da planta aquática e suas frações (ESTEVES, op cit.). No entanto, em dado ecossistema aquático, na maioria das vezes não se identifica uma zonação evidente, pois fatores abióticos, tais como variação do nível da água, profundidade da margem, vento, turbidez e características do sedimento, entre outros, interferem no desenvolvimento e instalação dos biotipos (THOMAZ; ESTEVES, op cit.) e, conseqüentemente, no gradiente observado.

Tabela 3 – Biotipos de macrófitas aquáticas, segundo Esteves (1998) e Thomaz; Esteves (2011).

Tipos biológicos	Definição	Exemplos
emersas	plantas enraizadas no sedimento apresentando as folhas acima da lâmina de água	<i>Echinochloa, Typha,</i>
flutuantes livres	plantas que se desenvolvem flutuando livremente no espelho de água	<i>Eichhornia, Limnobium, Lemna</i>
submersas enraizadas	plantas enraizadas crescendo submersas	<i>Vallisneria, Nitella</i>
submersas livres	plantas que apresentam raízes pouco desenvolvidas, flutuando submersas em águas tranquilas, presas as estruturas de outras plantas aquáticas	<i>Utricularia</i>
com folhas flutuantes	plantas enraizadas desenvolvendo-se com folhas flutuando na lâmina de água	<i>Nymphaea, Nymphoides</i>

Tabela 4 – Tipos biológicos de macrófitas aquáticas, segundo Irgang et al. (1984).

Tipos biológicos	Definição
submersa fixa	enraizada no fundo, com caule e folhas submersos, geralmente saindo somente a flor para fora da água
submersa livre	não enraizada no fundo, totalmente submersa, geralmente emergindo somente as flores
flutuante fixa	enraizada no fundo, com caule e/ou ramos e/ou folhas flutuantes
flutuante livre	não enraizada no fundo, podendo ser levada pela correnteza, pelo vento ou até por animais
emergente	enraizada no fundo, com caules e folhas parcialmente submersos e parcialmente fora d'água
anfíbia ou semiaquática	capaz de viver bem tanto em área alagada como fora da água, geralmente modificando a morfologia da fase aquática para a terrestre quando baixam as águas
epífita	que se instala sobre outras plantas aquáticas

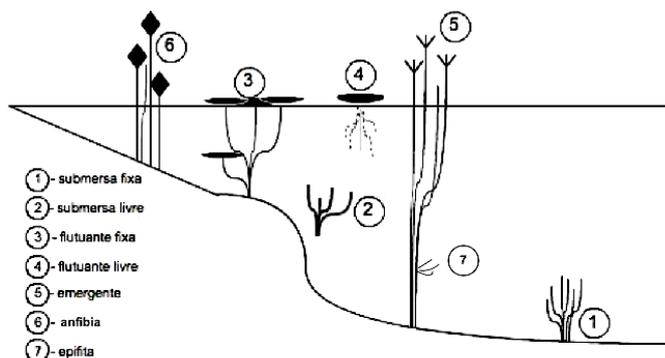


Figura 1 – Biotipos e zonation de macrófitas aquáticas em um lago. Modificado de Irgang et al. (1984).

1.2 IMPORTÂNCIA DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS

As macrófitas aquáticas são produtores primários e fornecem habitat e refúgios para o perifíton, zooplâncton, outros invertebrados, peixes e rãs (ARAÚJO-LIMA et al., 1986; MESCHIATTI et al., 2000; PETR, 2000; BORNETTE; PUIJALON, 2009). No caso dos peixes, Prado et al. (2010) observaram maior riqueza e diversidade de espécies nos bancos de macrófitas aquáticas compostas pelo capim flutuante *Paspalum repens* do que nos bancos mistos. Segundo esses autores, os resultados corroboram a hipótese de que a diversidade de espécies de peixes desses habitats, por exemplo, em lagos de várzea do rio Solimões, está associada à complexidade estrutural formada pelos caules e raízes das plantas aquáticas, mais acentuada nos bancos de *P. repens*. Outros trabalhos também demonstram a importância da presença de macrófitas aquáticas como fator explicativo do conjunto de organismos observados no ecossistema aquático (SANCHÉZ-BOTERO; ARAUJO-LIMA, 2001; CASATTI et al., 2003; ALBERTONI et al., 2005, 2007; DORNFELD; FONSECA-GESSNER, 2005; PELICICE et al., 2008; BATISTA-SILVA et al., 2011).

As plantas aquáticas também desempenham funções-chave nos ciclos biogeoquímicos, como na produção de carbono orgânico e na mobilização de fósforo, influenciando diretamente a hidrologia e a dinâmica dos sedimentos através de seus efeitos sobre o fluxo de água dos ecossistemas de água doce (DEMARTY; PRAIR, 2009; ESTEVES; SUZUKI, 2010; MARINHO et al., 2010).

São algumas características das macrófitas aquáticas (BORNETTE; PUIJALON, 2009):

- são pobremente lignificadas, e a água 700 vezes mais densa que o ar protege a planta do estresse gravitacional;
- a presença de aerênquima aumenta o fluxo de oxigênio em direção à raiz;
- apresentam folhas largas e finas, aumentando a superfície de contato para a fixação do CO₂;
- muitas espécies se desenvolvem por meio de propagação vegetativa;
- inundações são um dos principais meios de dispersão de plantas aquáticas. A eficiência de dispersão depende da flutuação das sementes e da capacidade das plantas de voltarem a crescer a partir de fragmentos;
- a concentração de nutrientes afeta a riqueza de espécies, pois maior diversidade é observada para níveis intermediários de concentração de nutrientes;
- podem produzir substâncias alelopáticas.

Na região tropical, com regime térmico e luminoso favoráveis, as macrófitas aquáticas crescem durante todo o ano (ESTEVES; CAMARGO, 1986). Rubim; Camargo (2001) encontraram altas taxas de crescimento para *Salvinia molesta* (0,110 a 0,201 dia⁻¹ - *specific growth rate coefficient*; e 3,5 a 7,1 dias - *doubling time*) atribuída à baixa densidade da planta, além da elevada e constante temperatura observadas durante todo o ano. Para *Hydrilla verticillata* Bianchini Jr. et al. (2010) observaram crescimento menos expressivo, com valores da ordem de 0,035 dia⁻¹ (*specific growth rate coefficient*) e 19,8 dias (*doubling time*). Esses estudos sugerem que *S. molesta* pode ter sua biomassa dobrada (*doubling time*) em um período de 7 dias (RUBIM; CAMARGO op cit.), enquanto que *H. verticillata* em praticamente 20 dias (BIANCHINI Jr. et al., op cit.). Segundo levantamento de dados apresentados em Bianchini Jr. et al. (op cit.), na dependência das condições ambientais e da espécie observada, o *doubling time* pode ser da ordem de pouco mais de 2 a 115 dias, no entanto 20 dias representa o *doubling time* máximo para a maioria dos trabalhos consultados. Ainda relativo ao crescimento, observado como aumento do comprimento do colmo, particularmente da Poacea *Echinochloa polystachya* presente no rio Paranapanema (Angatuba, SP), foi observado crescimento máximo de 7 cm ao dia (POMPÊO et al., 1999), enquanto que, para a mesma espécie na região amazônica, Piedade et al. (1991) observou crescimento da ordem de 15 cm ao dia. Esses dados demonstram o crescimento como importante estratégia competitiva das macrófitas aquáticas para rapidamente colonizar dada região, como já discutido em Junk (1970) para *E. polystachya*, mas que pode ser estendido para outras espécies. Essa grande capacidade de

crescimento pode transformar a simples presença da planta aquática em um problema aos gestores, pois com a grande oferta de nutrientes rapidamente essas plantas podem crescer e tomar grande porção do espelho de água ou do fundo do reservatório.

A fim de minimizar a competição por espaço, nutrientes, luz, etc., as observações efetuadas por Neiff (1990) sugerem que o crescimento não ocorre no mesmo período para as diversas plantas que coexistem no ecossistema aquático, não sendo observada sobreposição no período de crescimento, com algumas macrófitas aquáticas adaptando-se rapidamente à subida das águas, crescendo vigorosamente. Por outro lado, outras plantas aquáticas rapidamente desaparecem quando cobertas pela água (NEIFF, 1975). Segundo esse autor, ocorrem alterações na composição vegetal com estruturas e dominâncias relativas variadas, com conseqüente mudança nos valores de biomassa ao longo dos anos após as cheias. Isto é, a estrutura populacional após a cheia pode ser substancialmente modificada, resultando em profundas alterações quanto maior a cota da inundação. A experiência empírica durante o período de estudos executados por Rodrigues (2011) e Hirata (2011), ambos no reservatório Guarapiranga (São Paulo, SP), sugere que, em um mesmo ponto de coleta, há alterações de espécies na comunidade de macrófita aquática que coloniza dada região, principalmente na dependência da variação do nível de água. Nesse reservatório em particular, foi observado que, em função da alteração da altura da lâmina de água, raramente a mesma espécie domina, sendo observada significativa variação na biomassa ao longo de um único ano (Figura 2).



Figura 2 – Braço do rio Embu-Mirim, no reservatório Guarapiranga nos meses de julho, setembro e novembro de 2007 e em maio de 2008. Em períodos de águas baixas a colonização por *Polygonum ferrugineum* diminui, no entanto, são observadas plântulas e, após nível baixo, a população aumenta novamente.

Biudes; Camargo (2008) apresentam levantamento bibliográfico relacionando alguns fatores ambientais limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas no Brasil. A temperatura é considerada um importante fator ambiental, pois interfere na produtividade primária dessas plantas. Segundo Biudes; Camargo (op cit.), verifica-se que as macrófitas aquáticas de região tropical se desenvolvem melhor em temperaturas mais elevadas, quando comparado à flora de lagos de região temperada. Espécies de região tropical têm melhor crescimento em temperaturas mais elevadas (25 °C), mas os estudos sugerem que temperaturas de 30 °C limitam seu crescimento. *H. verticillata* não é muito resistente aos 16 °C, pois as taxas de fotossíntese diminuem, mas algum crescimento ainda é mantido mesmo a 0 °C. No entanto, essa macrófita aquática apresenta temperatura de crescimento ótimo entre 20 °C e 27 °C e máxima de 30 °C (BARKO; SMART, 1981; KASSELMANN, 1995 *apud* BIANCHINI Jr. et al., 2010). No caso da *Pistia stratiotes*, a temperatura e o fotoperíodo influenciam seu crescimento, sendo este maior quando submetida à temperatura de 25 °C e fotoperíodo de 12 horas (CANCIAN et al., 2009).

Em regiões tropicais, a variação sazonal de pluviosidade e a variação do nível de água também têm se mostrado importantes fatores responsáveis pela variação sazonal da biomassa e produtividade das macrófitas aquáticas (BIUDES; CAMARGO, 2008), como observado para *Echinochloa polystachya* (JUNK, 1970; PIEDADE et al., 1991; POMPÊO et al., 2001), nos teores de nutrientes e biomassa e para *Eleocharis interstincta* relativo ao tamanho dos seus caules (SANTOS; ESTEVES, 2004; AMADO et al., 2005), particularmente para variação do nível da água. BIUDES; CAMARGO (op cit.) também apresentam discussões sobre a importância da radiação fotossinteticamente ativa, da velocidade de corrente, dos teores de nitrogênio, fósforo e carbono inorgânico dissolvido presentes no meio, como fatores explicativos da produtividade primária de macrófitas aquáticas. A luz também é importante fator explicativo da presença e biomassa de macrófitas aquáticas, particularmente para as submersas, como *Egeria densa* (TAVECHIO; THOMAZ, 2003; HIRATA, 2011).

As macrófitas aquáticas também acumulam metais. Devido a essa característica podem ser empregadas para avaliar a saúde do corpo de água, como remediadores dos ecossistemas ou mesmo em sistemas construídos (*wetlands*), e podem ser utilizadas para tratar efluentes domésticos e industriais (FARAHBAKSHAZAD et al., 2000; SANTIAGO et al., 2005; SILVA BRASIL et al., 2007; BORGES et al., 2008; VARDANYAN et al., 2008; BRANKOVIC et al., 2009; KHAN et al., 2009; MÓDENES et al., 2009; TRAVAINI-LIMA; SIPAÚBA-TAVARES, 2012). Por exemplo, Molisani et al. (2006) (Tabela 5 e Figura 3) demonstraram que cinco espécies de macrófitas aquáticas encontradas nos reservatórios Santana e Vigário (Rio de Janeiro, Brasil) apresentam substanciais concentrações de mercúrio, seja nas folhas, ou mesmo na raiz. Com base nos dados levantados, esses autores sugerem que, ao remover 20% da biomassa total de macrófitas aquáticas presente nesse reservatório, seria possível retirar de 5 a 13 kg de mercúrio, ou seja, cerca de 10% do mercúrio que circula no sistema.

Particularmente para o Brasil, há estudos que demonstram a viabilidade no uso de macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes gerados por viveiros de piscicultura, como de camarões-canela ou mesmo de alevinos de peixes (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2002; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006, 2008; HUSSAR; BASTOS, 2008; SIPAÚBA-TAVARES; BRAGA, 2008). Ainda relativo à piscicultura, Sipaúba-Tavares; Braga (2007) empregaram a macrófita aquática *Eichhornia crassipes* como composto alimentar de larvas de *Colossoma macropomum* (tambaqui) e Biudes et al. (2009) alimentaram tilápias-do-nilo (*Oreochromis niloticus*), ambos os estudos demonstrando o potencial uso dessa planta como suplemento alimentar.

Portanto, pode-se verificar que as plantas aquáticas exercem papel de destaque nos ecossistemas aquáticos, influenciando a química da água, atuando como substrato para algas, sustentando a cadeia de detritos e de herbivoria e funcionando como compartimento estocador de nutrientes (WETZEL, 1981). Assim, as macrófitas aquáticas têm reconhecida importância na estruturação e na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, em particular os tropicais sul-americanos. Os estudos dessa comunidade não podem ser negligenciados e devem contemplar aspectos teóricos

e aplicados, principalmente quando o objetivo é desenvolver programas de monitoramento e manejo dessas plantas em reservatórios (POMPÊO, 1999, 2008).

Este tópico não pretende esgotar o assunto sobre a importância das macrófitas aquáticas para os ecossistemas aquáticos, dessa forma outras informações podem ser obtidas em Thomaz; Bini (2003), Pompêo; Moschini-Carlos (2003), Cronin et al. (2006), Meerhoff (2006), Ali et al. (2007), Piedade et al. (2010), Thomaz; Cunha (2010), Thomaz; Esteves (2011), Mikulyuk et al. (2011), O'Hare et al. (2012), Gripp et al. (2013) e Abobi et al. (2015), por exemplo.

Os dados apresentados nesta seção servem principalmente para reforçar a importância das plantas aquáticas para a estrutura, dinâmica e função dos ecossistemas aquáticos, em particular os reservatórios. Deixam claro também que em ótimas condições as macrófitas aquáticas podem crescer intensamente e em poucos dias ocupar extensas áreas do espelho de água, no caso das flutuantes, ou do fundo do reservatório, no caso das emergentes ou submersas fixas, com a potencialidade de trazerem aos gestores do sistema e à população em geral transtornos de diversas ordens. Para aperfeiçoar os esforços e minimizar os impactos é conveniente desenvolver um protocolo mínimo para acompanhar o crescimento dessas plantas, particularmente em reservatórios de múltiplos usos.

Tabela 5 – Média, desvio padrão e amplitude de variação (entre parêntesis) da concentração de Hg em diversas espécies de macrófitas aquáticas dos reservatórios de Santana e Vigário (RJ/Brasil). Modificado de Molisani et al. (2006). * n=4; ** n=5.

Espécies	Tipo	Reservatório	Folha	Raiz
			mg/g	mg/g
<i>Elodea densa</i> *	Submersa	Santana	82 ± 57 (46 – 167)	177 ± 119 (106 – 314)
<i>Sagittaria montevidense</i> *	Emergente	Santana	103 ± 4 (100 – 106)	62 ± 35 (37 – 87)
<i>Pistia stratiotes</i> **	Flutuante livre	Vigário	154 ± 9 (146 – 167)	215 ± 60 (156 – 311)
<i>Salvinia auriculata</i> **	Flutuante livre	Vigário	139 ± 74 (85 – 246)	191 ± 75 (88 – 265)
<i>Eichhornia crassipes</i> **	Flutuante livre	Vigário	125 ± 40 (78 – 167)	119 ± 75 (101 – 136)

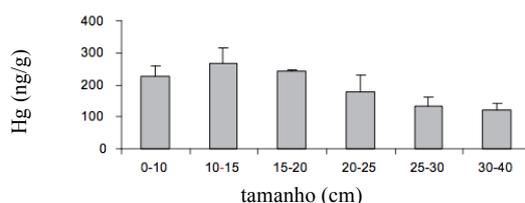


Figura 3 – Concentração média de Hg em diferentes classes de tamanho de *Pistia stratiotes* coletadas no reservatório de Vigário (n = 6 para cada classe de tamanho). Modificado de Molisani et al. (2006).

1.3 UNIDADES FUNCIONAIS

Estudar os ecossistemas é uma tarefa complexa. Do ponto de vista didático e da praticidade é conveniente subdividi-los e estudá-los por partes. Assim, o desenvolvimento de abordagens que permitam a avaliação ecológica de plantas aquáticas, por exemplo, requer o conhecimento de inúmeros aspectos, passando por diferentes níveis de organização, de célula – órgão – organismo – população – comunidade – ecossistema – bioma – biosfera, definindo uma hierarquia (RICKLEFS, 2003; ODUM; BARRETT, 2006). ODUM; BARRETT (op cit.) consideram que a melhor maneira de delimitar a ecologia moderna é considerar o conceito de “níveis de organização” (Figura 4). Na

ecologia, o organismo é considerado a unidade funcional básica (ODUM; BARRETT, op cit.; RICKLEFS, op cit.). Além disso, a ecologia, como um campo de conhecimento integral da investigação biológica, requer apoio e conhecimentos dos diferentes ramos da Biologia, como morfologia, anatomia e fisiologia, e de outras disciplinas como a Física, Química, Meteorologia, Sociologia e Geografia (AGUILAR et al., 2006), entre outras. Além disso, hoje em dia sem dúvida alguma deve contar com o fundamental apoio da Estatística para a análise de dados e de outros facilitadores, como o uso de computadores pessoais e de uma infinidade de softwares.

Os sistemas biológicos são mais complexos do que os sistemas físicos e químicos e é unânime admitir que os organismos e as estruturas de um nível superior ao dos organismos obedecem às leis da Física e da Química (DAJOZ, 2001). Mas uma consequência da organização hierárquica é que os componentes ou subconjuntos se combinam para produzir “todos funcionais”⁽¹⁾ de maior tamanho, nos quais emergem novas propriedades que não estão presentes no nível inferior, pois os sistemas biológicos possuem particularidades que são próprias e que não são dedutíveis das propriedades dos níveis inferiores (DAJOZ, op cit.). Ou seja, dada à complexidade das interações que ocorrem em cada nível organizacional, o nível seguinte não poderá ser compreendido apenas como um somatório (RICKLEFS, 2003). Isto é, inúmeras populações vivendo no mesmo lugar e interagindo constituem uma comunidade, mas, para compreender a complexidade dessa comunidade, não basta compreender a particular dinâmica de cada população constituinte.

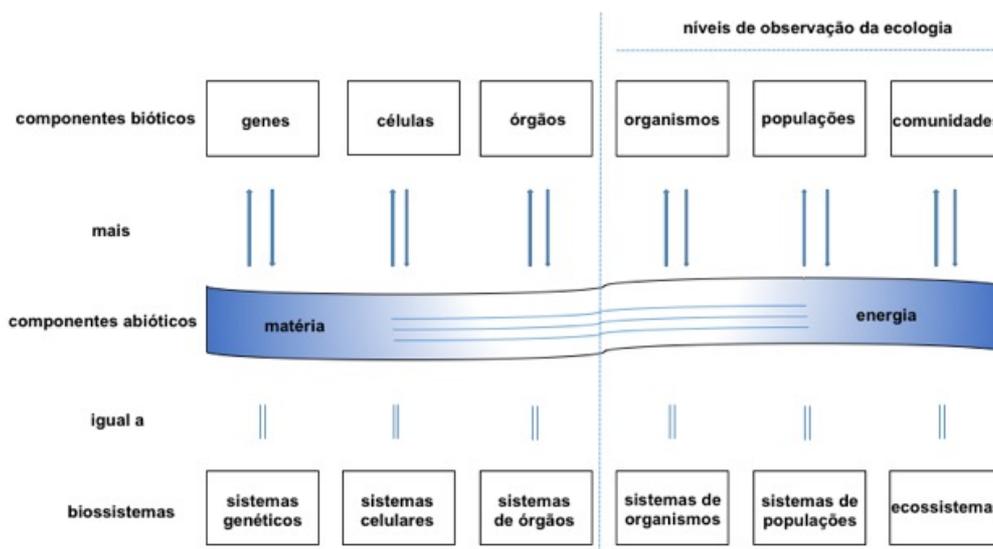


Figura 4 – Níveis organizacionais enfatizam a interação de componentes vivos (bióticos) e sem vida (abióticos). Modificado de Odum; Barrett (2006).

As diferentes populações interagem de maneira diversa e todas essas interações influenciam na quantidade de indivíduos nas populações (RICKLEFS, op cit.). Assim, o nível posterior de observação tem sua própria estrutura e dinâmica, que somente é compreendido ao serem observadas as propriedades que emergem dessa interação. Por exemplo, o organismo, e o seu sucesso como uma entidade ecológica (a ecologia dos organismos ou autoecologia estuda ação do meio sobre os seres vivos e as reações destes – DAJOZ, 2001), depende de um balanço positivo de energia e matéria, que sustenta a sua manutenção, crescimento e reprodução. Já as populações diferem dos organismos, pois são praticamente imortais, sendo seus tamanhos mantidos através dos nascimentos de novos indivíduos que repõem aqueles que morrem (RICKLEFS, op cit.). As populações também têm propriedades coletivas, tais como fronteiras geográficas, densidade e propriedades dinâmicas,

¹ Grifo dos autores – Odum; Barrett (2006).

que não são exibidas por organismos individuais. A abordagem da população na ecologia se ocupa com o tamanho das populações e suas mudanças através dos tempos (RICKLEFS, op cit.).

Indivíduos jovens substituem indivíduos velhos nas populações. Quando os nascimentos excedem as mortes, as populações aumentam, quando mais morrem do que nascem, as populações declinam. Assim, cada população de indivíduos tem propriedades subjacentes que controlam o seu crescimento e que são sensíveis às condições físicas, aos recursos alimentares e inimigos do meio ambiente. Essas relações ligam a dinâmica de qualquer população à das outras espécies, criando um sistema dinâmico único, a comunidade biológica (RICKLEFS, op cit.). Quando muitas espécies interagem, as suas dinâmicas podem tornar-se bastante complexas, mesmo que elas sejam governadas por um conjunto pequeno de princípios. Os princípios da biologia de populações também governam as abundâncias relativas das espécies, quais são raras e quais são comuns, e mesmo quantas espécies podem viver juntas no mesmo lugar, a biodiversidade de um habitat. De modo mais prático, esses princípios podem guiar esforços para entender o crescimento e eventual controle das populações, como no caso das macrófitas aquáticas; determinar práticas de gerenciamento para populações administradas, como para o gado, peixes e árvores ou também macrófitas aquáticas; e prevenir o declínio e extinção de outras populações.

Assim, os sistemas naturais são diversos e altamente evoluídos no sentido de que cada espécie está adaptada (características de estrutura e funcionamento que moldam um organismo às condições de seu meio ambiente) ao seu particular papel dentro do sistema; e a integridade do sistema depende disso. A redução na biodiversidade envolve o risco de perturbar o equilíbrio de um sistema (RICKLEFS, op cit.). Com base em toda essa complexidade, os ecólogos perceberam que a única maneira efetiva de preservar e utilizar os recursos naturais de uma forma sustentável é através da conservação do sistema ecológico inteiro e dos processos ecológicos de larga escala (RICKLEFS, op cit.).

Desta forma, conforme abordado neste tópico, para se estudar um ecossistema aquático em toda sua complexidade, é conveniente desenvolver abordagens em diferentes níveis organizacionais. Algo simples do ponto de vista conceitual, mas não tão simples assim do ponto de vista prático, já que nem sempre é possível estudar uma única população de dada macrófita aquática presente em um reservatório, quanto mais desenvolver estudos em diferentes níveis organizacionais. Além disso, a contribuição natural de cada micro-bacia e suas diferentes contribuições antrópicas, somadas à complexa morfometria de muitos reservatórios e à existência de gradientes horizontais e verticais e de um contínuo fluxo de água em direção à zona da barragem (IMBERG, 1985, apud TUNDISI, 1985; THORTON et al., 1990), permitem observar marcada heterogeneidade espacial horizontal em muitos reservatórios (PADIAL et al., 2009; CARDOSO-SILVA et al., 2014; HACKBART et al., 2015; MEIRINHO; POMPÊO, 2015; POMPÊO et al. 2015), refletindo em diferentes teores e na dinâmica de nutrientes, que sem dúvida refletirão na densidade, riqueza e dinâmica das comunidades constituintes, como observado por Rodrigues (2011) para as macrófitas aquáticas, ou para o zooplâncton (MEIRINHO; POMPÊO, op cit.), por exemplo, muitas vezes com populações espacialmente estruturadas e fragmentadas (metapopulações: grupo de subpopulações de uma população vivendo em locais separados, mas com troca ativa de indivíduos entre si – ODUM; BARRET, 2007).

Como as partes estão solidamente interligadas e não seguem regras impostas pelos pesquisadores, a dinâmica de um nível organizacional é apenas parcialmente compreendida mesmo que o nível organizacional posterior seja verificado pelo pesquisador. Independente da abordagem empregada, em virtude da complexidade das interações, teremos apenas a compreensão de uma fração do nível organizacional. Assim, empregando critérios objetivos e subjetivos, os pesquisadores elegem quais atributos e qual porção estudar, uma decisão sempre pautada pelo bom senso e pelos objetivos a serem atingidos. Claro que critérios subjetivos, como a experiência da equipe, os recursos financeiros disponíveis, o domínio dos métodos de campo, laboratório e de análise de dados, também são fatores moduladores do que se pode estudar e quais objetivos alcançar. Do ponto de vista do manejo, é conveniente que sejam empreendidos esforços para

compreender como um nível organizacional interfere no subseqüente, mas também como as relações do nível subseqüente interferem no nível imediatamente abaixo.

O conhecimento das interações ecológicas que ocorrem em dado ecossistema, no nosso caso os reservatórios, tem importância prática, visto que, se uma espécie prolifera indesejadamente e se os fatores que limitam a sua produção são conhecidos, pode-se manejar de forma mais adequada o ambiente, criando condições que inibam o seu crescimento, mas com prejuízos controlados aos demais componentes e compartimentos do sistema. O entendimento das interações ecológicas também é útil no intuito de otimizar a eficiência das macrófitas aquáticas em sistemas de tratamento de efluentes, por exemplo, como sugerido por Henry-Silva; Camargo (2005).

No que concerne aos estudos em diferentes níveis organizacionais das macrófitas aquáticas (populações e comunidades), Thomaz; Esteves (2011) procuram responder de que forma os fatores físicos, químicos e biológicos afetam os atributos desses níveis de organização, enquanto sobre o nível dos ecossistemas procuram responder como as macrófitas aquáticas afetam o meio físico e biótico.

Para o estudo de um dado lago ou reservatório também há necessidade da eleição de sua unidade funcional básica, que é a sua respectiva bacia hidrográfica (PORTO; PORTO, 2008; BERNARDI et al., 2012; CARVALHO, 2014). Assim, do ponto de vista ecológico, a bacia hidrográfica é a menor unidade do ecossistema, onde pode ser observada a delicada relação de interdependência entre os fatores bióticos e abióticos, sendo que perturbações podem comprometer a dinâmica de seu funcionamento (TEODORO et al., 2007). A bacia hidrográfica é, portanto, a unidade básica de planejamento (LIMA; PONTE, 2009) e visa à identificação e ao monitoramento de forma orientada dos impactos ambientais (MOSCA, 2003; LEONARDO, 2003 apud TEODORO et al., 2007).

As características físicas e bióticas de uma bacia possuem importante papel nos processos do ciclo hidrológico, influenciando, entre outros, a infiltração e quantidade de água produzida como deflúvio, a evapotranspiração, os escoamentos superficial e sub-superficial (TEODORO et al., op cit.). Portanto, nos estudos de reservatórios, para melhor compreender a heterogeneidade espacial, horizontal e vertical, e temporal, em diferentes escalas, deve-se sempre considerar também estudar a bacia hidrográfica, pois muitas vezes não bastam unicamente ações de manejo no próprio corpo de água. Na verdade, as ações mais importantes deveriam ser executadas fora do reservatório em questão (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2015). Segundo esses autores, há muito não se pensa o “lago como um microcosmo”⁽²⁾, e as pesquisas mostram a importância do entorno refletindo na degradação da qualidade de nossas águas. Quase sempre definido por um mosaico de usos e ocupações, inclusive no sentido apontado por Milton Santos (1997) (espaço-tempo), a heterogeneidade espacial horizontal observada na bacia hidrográfica impacta os reservatórios. Somados à dinâmica própria e às formas dendríticas dos reservatórios, muitas vezes define compartimentos com marcadas diferenças na qualidade das águas e sedimentos e na composição das comunidades constituintes, como já comentado, refletindo em marcada heterogeneidade espacial horizontal no reservatório. Desta forma, caberá a todos os gestores da qualidade das águas de reservatórios empreenderem ações para conhecer seu entorno, a bacia hidrográfica, e não só o reservatório em si. Através desse conhecimento integrado (água e entorno), os gestores terão maiores subsídios para implantar programas de monitoramento e manejo, particularmente dos reservatórios e cuidar da saúde e dos serviços ecossistêmicos oferecidos por esses ecossistemas e mananciais (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, op cit.), otimizando esforços e recursos financeiros.

1.4 ABORDAGENS NOS ESTUDOS

Como apresentado nos tópicos anteriores, nota-se que, para compreender a complexidade que a presença das macrófitas aquáticas representa para o ecossistema aquático, é importante aplicar diversos olhares e abordagens nos estudos em atividades de campo, muitas vezes estendido e complementado com estudos em laboratório. Estudos em laboratório permitem acompanhar

² Forbes, S. A. 1887. The lake as a microcosm. Bull. Sci. Ass. Peoria. Illinois, 77-87

questões específicas, como o crescimento em diferentes temperaturas, por exemplo, difíceis de serem conduzidos nos trabalhos de campo.

Assim, para compreender o papel das macrófitas aquáticas para dado reservatório são importantes estudos de avaliação da variação de biomassa (BIUDES; CAMARGO, 2006; POMPÊO et al., 2001; BOTTINO et al., 2013; TRINDADE et al., 2011; GONÇALVES et al., 2011), composição química (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006a; BARBIERI; ESTEVES, 1991; HENRY-SILVA et al., 2001; COSTA; HENRY, 2010; POMPÊO et al., 1999b); produtividade primária (PIEIDADE et al., 1991; PENHA et al., 1999; SANTOS; ESTEVES, 2004), área de colonização (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 1995, 1996; BATISTA et al., 2013), crescimento (HENARES; CAMARGO, 2014; POMPÊO et al., 1999a), decomposição (SANTINO; BIANCHINI Jr, 2015; FONSECA et al., 2013; SILVA et al., 2011), mas não se pode esquecer estudos mais abrangentes, por exemplo, sobre o meio físico (VALE et al., 2014; ALBERTONI et al., 2014; ALVES DA SILVA et al., 2014; DINIZ et al., 2005; PEREIRA et al., 2012) ou mesmo de cunho mais fisiológico com as macrófitas aquáticas (BIZZO et al., 2014; GRIPP et al., 2013; ESTEVES; SUZUKI, 2013; CREMA et al., 2011; GOMES et al., 2011), ou mesmo de outras abordagens não tão regulares, principalmente nos estudos ocorridos no Brasil (BINI et al., 2005; FERNANDES et al., 2013; PINTO et al., 2013; CARNIATTO et al., 2012; TRAVAINI-LIMA; SIPAUBA-TAVARES, 2012; DIAS; SIPAUBA-TAVARES, 2012; NEVES et al., 2011).

A *Acta Limnologica Brasiliensia*, revista publicada pela Associação Brasileira de Limnologia (<http://www.ablimno.org.br/index.php>), ainda se mantém como a revista científica nacional que mais publica artigos científicos sobre estudos em território brasileiro com macrófitas aquáticas, como apontado por Pompêo; Moschini-Carlos (2003). Em 2010 a *Acta* publicou número especial da revista, o volume 22, número 2, com 12 manuscritos versando sobre diversas temáticas acerca dessas plantas. No que concerne a aspectos mais aplicados, também é interessante consultar a revista *Planta Daninha* (<http://www.scielo.br/pd>), que publica artigos na área da Biologia, Fisiologia, controle de produtos farmacêuticos e valores-descontaminação de plantas, herbicidas, reguladores de crescimento, desfolhantes, dessecantes, tecnologia de aplicação e questões semelhantes.

Como apresentado neste tópico, é possível compreender a estrutura, função e dinâmica das macrófitas aquáticas em reservatórios e com essa base de conhecimento elaborar com maior propriedade efetivos programas de gestão, monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. Dessa forma, não se perde como meta a sustentabilidade ambiental e têm-se minimizadas as perdas dos serviços ecossistêmicos e as múltiplas funções do reservatório.



2 MONITORAMENTO E MANEJO

Programas de monitoramento (premissas preestabelecidas que regem o acompanhamento periódico realizado por meio de observações de diversos atributos ambientais e das comunidades do reservatório, como indicadores do funcionamento e da dinâmica e qualidade de um ecossistema, com base em teorias ecológicas) e manejo (premissas preestabelecidas que regem as ações de controle dos atributos ambientais ou das comunidades, visando atingir um objetivo definido) de macrófitas aquáticas são fundamentais para direcionar as ações de controle pelos tomadores de decisão. Portanto, tais programas devem sempre ser considerados em qualquer programa de gestão da qualidade da água e sedimento dos reservatórios.

Nos Estados Unidos da América (EUA), por exemplo, desde 1899 (*River and Harbor Act*), há normativa autorizando remover o aguapé de corpos de água da Florida, Louisiana, do Texas, Mississipi e Alabama, como uma atribuição da federação (GUNKEL; BARKO, 1998). O *Aquatic Plant Control Research Program* (APCRP) (GUNKEL; BARKO, 1975) foi estabelecido com o intuito de gerenciar o programa nacional de pesquisa, designado para prover eficiência, economia e tecnologia compatíveis ambientalmente para avaliar e manejar os problemas de maior significância econômica nos corpos de água dos EUA. Os aspectos elencados no APCRP (1977) foram os seguintes:

- controle biológico: desenvolver técnicas que envolvem agentes biológicos no manejo de plantas aquáticas não nativas;
- controle químico: desenvolver métodos que permitam prover o uso de herbicidas em plantas aquáticas e regular seu crescimento;
- avaliação ecológica: estudar a biologia de plantas aquáticas e o seu papel nos ecossistemas aquáticos (conhecimento básico);
- estratégias de manejo e aplicações: desenvolver, integrar e adaptar tecnologias necessárias ao manejo de plantas aquáticas.

2.1 CONAMA 467

Não há normativa que discipline o monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas no Brasil. Apenas em 2008, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) iniciou discussão de ampla Proposta de Resolução (BRASIL, 2009) sobre pesquisa, hoje já suspensa, relativa ao registro, à comercialização e à utilização de agrotóxicos e afins em ambientes hídricos, dando também outras providências. Entre outros, essa proposta de resolução tinha como objetivo autorizar a atividade de controle de espécies aquáticas em geral, visando “alterar a composição ou densidade de uma ou mais espécies da flora ou fauna”, tal como as macrófitas aquáticas. Em 2009 considerações acerca dessa resolução foram apresentadas por Pompêo e pela Associação Brasileira de Limnologia (ABLIMNO). Neste livro, tais considerações são novamente apresentadas no Capítulo 3 (*Controle do crescimento de macrófitas aquáticas*).

Em 17 de julho de 2015, foi publicada no Diário Oficial da União (página 70) a Resolução CONAMA nº 467 (BRASIL, 2015), que “dispõe sobre critérios para a autorização de uso de produtos ou de agentes de processos físicos, químicos ou biológicos para o controle de organismos ou contaminantes em corpos hídricos superficiais e dá outras providências”. Ampla como a proposta de resolução anterior, a BRASIL (2009), a CONAMA nº 467 não discrimina se a flora ou fauna a ser eventualmente controlada é nativa ou não. Define como meta o eventual controle de qualquer organismo. Essa Resolução abre a possibilidade de ampliar a aplicação de compostos

químicos nos corpos d'água, como já empregado rotineiramente há cerca de 43 anos com sulfato de cobre e nos últimos 23 anos também pelo uso do peróxido de hidrogênio, particularmente em reservatórios paulistas, no controle de algas potencialmente tóxicas, as cianobactérias (MANCUSO, 1987; CALEFFI, 2000; COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2008). A CONAMA nº 467 (BRASIL, op cit.). Também poderá incentivar tratamentos aplicados diretamente sobre os rios poluídos pela adição de compostos químicos em sistemas que combinem técnicas de flotação e remoção de flutuantes (KAKINAMI, 2004; FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE HIDRÁULICA, sem data), em detrimento das tradicionais estações de tratamento de esgotos (ETEs) que melhoram o efluente antes do lançamento *in natura*.

A CONAMA nº 467 (BRASIL, op cit.) não preconiza idealmente solucionar problemas ao nível da bacia hidrográfica, como o controle dos usos e ocupações dos espaços, a coleta e o tratamento de 100% dos esgotos domésticos e industriais (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2012, 2015), de modo geral as principais causas da grande entrada de nutrientes, do processo de eutrofização e do excessivo crescimento de algas e macrófitas aquáticas, como observado no lago Paranoá (Brasília, DF) (ANGELINI et al., 2008; PADOVESI-FONSECA et al., 2009), por exemplo. Considerações a respeito da eutrofização serão apresentadas no Capítulo 6 (*Eutrofização*).

Vale reforçar que a Resolução supracitada não discorre sobre o monitoramento em si das plantas aquáticas, apesar de o Art. 6º apresentar considerações a respeito de monitoramento e manejo. Assim, tal Resolução não privilegia um amplo processo de gestão ambiental, mas fortalece apenas o final dele, ou seja, principalmente o controle do crescimento dos organismos (fauna ou flora, nativa ou introduzida) considerados indesejáveis a alguém ou a algum uso pelo homem. Na forma como redigida, a Resolução CONAMA nº 467 (BRASIL, op cit.) é para ser aplicada unicamente após o problema instalado, reforçando só o controle químico, por exemplo, e não os passos anteriores, como o monitoramento e o manejo preventivos.

O monitoramento ambiental inserido num programa de gestão da qualidade da água, do sedimento e das comunidades constituintes do reservatório tem que ser entendido como um passo essencial e anterior ao próprio manejo, pois se espera que estudos prévios, decorrentes da contínua avaliação a campo (o monitoramento), melhor disciplinem as ações de controle e a própria periodicidade da aplicação de agentes físicos, químicos ou biológicos no controle do crescimento de macrófitas aquáticas, conforme preconiza a CONAMA nº 467 (BRASIL, op cit.), se necessários e provados a eficácia dos agentes. É por meio do monitoramento e de estudos complementares que os gestores passam a conhecer o ecossistema. Além disso, é fundamental a continuidade do monitoramento depois de tomadas as medidas de controle, como um mecanismo de *feedback*, permitindo acompanhar seu impacto no corpo de água e sobre as macrófitas aquáticas e demais comunidades não alvo. Posteriormente, com base nos acontecimentos futuros, é possível decidir sobre novas eventuais medidas corretivas ou paliativas, também se necessárias.

Importante destacar que no plano de manejo deve haver previsão dos impactos que as ações de controle pretendidas trarão aos demais interesses, usos e usuários do reservatório. Também é importante que sejam claramente explicitadas as motivações do controle; se de fato são necessárias; se são esporádicas, contínuas ou permanentes; e que não fiquem restritas à apresentação de um único método de controle, sendo conveniente apresentar outros procedimentos alternativos e seus impactos e custos associados, auxiliando na tomada de decisão acerca do melhor procedimento a ser aplicado. Dessa forma, é fundamental evidenciar quais os usos do sistema estão prejudicados pelo intenso crescimento de macrófitas aquáticas e em que proporção e quais usos múltiplos seriam beneficiados, ou eventualmente prejudicados, pelos métodos de controle sugeridos.

Independente de qualquer aspecto, as técnicas de manejo sugeridas devem ser adequadas ao biotipo da macrófita aquática considerada problema, se submersa fixa ou flutuante livre, por exemplo, e espera-se que o método escolhido impacte minimamente nos demais usos e funções do corpo de água considerado (DI NINO et al., 2005), no sentido de construir estratégias técnica e economicamente factíveis (GUTIÉRREZ et al., 1996) e ambientalmente saudáveis. No Capítulo 3 (*Controle do crescimento de macrófitas aquáticas*) serão apresentados alguns procedimentos de controle, definidos como métodos físicos, químicos e biológicos.

Ainda em relação ao CONAMA nº 467 (BRASIL, 2015), como há expressivos lançamentos de esgotos *in natura* nos corpos de água, como observado na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), esses lançamentos se enquadrariam na categoria “emprego de produtos... para controle da poluição e do crescimento desordenado ou indesejado”, apresentado nessa Resolução, já que são os principais responsáveis pelo intenso crescimento vegetal. Nesse caso, os lançamentos de esgoto bruto em fontes pontuais, conforme o Art. 1º e parágrafo I da própria CONAMA nº 467 (BRASIL, op cit.), deveriam ser avaliados pelos órgãos ambientais para autorização de uso/lançamento visando o “controle de poluição em corpos hídricos”. Os nutrientes presentes nesses lançamentos *in natura* são os agentes causadores da eutrofização, do crescimento excessivo das cianobactérias potencialmente tóxicas e das macrófitas aquáticas. Portanto, esgoto coletado e não tratado, após a publicação da Resolução em comento, para ser lançado em dado manancial, deveria passar pelo crivo e autorização de acordo com procedimentos e normativas definidas na própria Resolução, contribuindo para restringir o crescimento de organismos indesejáveis, objeto da ação da norma.

Com base nessa compreensão, não haveria a necessidade de contornar os efeitos da eutrofização e o excesso de plantas aquáticas em crescimento com o lançamento de compostos químicos, pois bastaria restringir a carga orgânica de nutrientes lançada no reservatório, previamente tratando os esgotos, em respeito à própria norma. Da forma como redigida a CONAMA nº 467 (BRASIL, op cit.), fica mantido o problema: a grande entrada de nutrientes nos reservatórios e suas consequências previsíveis, isto é, o excessivo crescimento vegetal. O controle deste é feito por meio da aplicação da própria Resolução, que permite lançar diferentes compostos químicos para resolver esse problema, o que no mínimo é contraditório e contraproducente.

Ao não se tratar os esgotos e serem mantidas altas cargas de nutrientes que entram no reservatório, rotineiramente novas explosões de crescimento de plantas devem ocorrer. Deste modo, também novas aplicações de compostos químicos ou outros processos físicos e biológicos poderão ser necessários, ficando o processo num ciclo vicioso contínuo de manejos e crescimentos descontrolados recorrentes, como se observa há mais de 40 anos nos reservatórios Guarapiranga e braço Rio Grande (Complexo Billings), representando um ineficiente programa de manejo para o controle do crescimento fitoplantônico definido por regulares aplicações de sulfato de cobre e de peróxido de hidrogênio. Enquanto não se coleta e trata todo o esgoto, poderemos seguir por mais 40 anos aplicando sulfato de cobre nesses reservatórios. Portanto, a Resolução reforça apenas o manejo do organismo considerado problema, não disciplinando a atuação de modo preventivo e autossustentável, com base nos princípios de um programa de gestão preconcebido, por exemplo, disciplinando a coleta e o tratamento dos esgotos, os verdadeiros responsáveis pela entrada de nutrientes e, conseqüentemente, do crescimento explosivo das algas ou macrófitas aquáticas.

Considerações relacionadas ao emprego de algicidas e seu impacto na qualidade do sedimento serão apresentadas no Capítulo 3 (*Controle do crescimento de macrófitas aquáticas*).

2.2 QUALIDADE DA ÁGUA

No programa de monitoramento também devem ser contempladas propostas que avaliem alterações na qualidade da água e na densidade de outras espécies não alvo, decorrentes do manejo em prática. Por exemplo, a aplicação do algicida sulfato de cobre para o controle do crescimento de cianobactérias potencialmente tóxicas também afeta espécies não alvo do zooplâncton no reservatório Guarapiranga (São Paulo, Brasil) (CALEFFI, 2000; BEGHELLI et al., 2015). Portanto, com base nos métodos de controle sugeridos, no plano de manejo devem ser discutidos os eventuais impactos à qualidade da água e à biota não alvo, e não só aos usos do sistema pelo homem.

2.3 MANEJO

No plano de manejo de plantas consideradas pragas ou ervas daninhas no habitat terrestre, são levadas em consideração principalmente questões econômicas ou práticas na definição do programa de controle ou erradicação implantado (JOHNSTONE, 1986). Segundo Johnstone, a definição do

procedimento aplicado também é facilitada, pois em sua grande maioria as porções terrestres são normalmente utilizadas para finalidades únicas. Em contraste, para os ecossistemas aquáticos são preferíveis usos para múltiplos propósitos, como geração de hidroeletricidade, prática de esportes náuticos, pesca e recreação, abastecimento público, controle de cheias ou em projetos de irrigação (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008), acarretando em conflitos de interesses em termos do manejo da vegetação aquática (JOHNSTONE, op cit.). Para cada finalidade de uso há diferentes intensidades dos impactos decorrente do excessivo crescimento de macrófitas aquáticas, mas há também diferentes impactos nos usos do reservatório decorrentes das ações de controle aplicadas. Além disso, apesar de o uso múltiplo ser considerado o mais adequado, muitos reservatórios passaram a ter funções não previstas no momento da construção (CALIJURI; OLIVEIRA, 2000), implicando em alterações no uso ao longo do tempo, como a prática de disposição de esgoto pelo lançamento no curso d'água mais próximo, por exemplo. Essa mudança ou inclusão de novas ações contribuem para acirrar os conflitos de uso e manejo em reservatórios.

Particularmente no caso das macrófitas aquáticas, não há interesse na sua total erradicação do reservatório, pois, como já comentado, essas plantas compõem a flora dos ecossistemas aquáticos e têm funções extremamente importantes, por exemplo, na dinâmica química de todo o ecossistema (Capítulo 1). Nem mesmo é possível sua total remoção, como salientado, pois são componentes naturais do ecossistema e em grande parte nativas, como observado por Rodrigues (2011). Segundo Bini et al. (2015), a erradicação raramente será bem-sucedida devido à colonização contínua por propágulos originários dos tributários superiores. Ainda segundo Rodrigues (op cit.) e Bini et al. (op cit.), apesar das dificuldades evidentes, a gestão de vegetação aquática deverá ser realizada em escala regional.

O primeiro princípio que define o programa de gestão é conhecer seu objeto de estudo, o reservatório, seu entorno e sua flora aquática. Assim, como passos fundamentais a coleta de exemplares, a descrição, identificação e classificação das plantas aquáticas deve ser objetivo primário, incluindo a preparação de um guia de identificação, com fotos e descrição das espécies presentes no reservatório, preferencialmente incorporando chaves dicotômicas para identificação das espécies, particularmente para as rotineiramente dominantes. Além de ter depositadas as espécies em herbários, também é conveniente ter uma coleção de referência que auxilie na identificação das macrófitas aquáticas. Em Rodrigues (2011) podem ser observados um exemplo do levantamento florístico e uma sugestão de estudo preliminar relacionado à distribuição das macrófitas aquáticas em um reservatório e sua relação com a qualidade da água. O levantamento florístico é um trabalho contínuo, visto que novas espécies ou até gêneros podem se desenvolver no reservatório. Assim, determinar a riqueza, os tipos ecológicos, localizar e quantificar as macrófitas aquáticas presentes, verificar se há bancos de macrófitas em expansão ou declínio e avaliar a relação entre a vegetação aquática e os usos da massa de água (JOHNSTONE, op cit.) são importantes aspectos iniciais a se considerar.

Há vários procedimentos utilizados na avaliação da área de ocupação e no levantamento da biomassa de macrófitas aquáticas, passando pelos tradicionais *quadrats* (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2003), até o uso de imagens de satélite e fotografias aéreas (MARSHALL; LEE, 1994; REMILLARD; WELCH, 1992; 1993; MIRANDA; COSTA, 2015). Imagens de satélite são muito adequadas aos estudos pretéritos e para extensas áreas, mas devido às dificuldades na obtenção de imagens rotineiras, por causa da presença de nuvens, torna-se problemático empregá-las no acompanhamento da evolução da área de ocupação em períodos mais restritos.

É fundamental que, para a melhor adequação de qualquer programa de monitoramento e manejo ambientais e suas ações práticas, preliminarmente haja a preparação de sólido relatório, baseado em levantamento de informações, com dados primários, preferencialmente, mas também secundários. Esse relatório consolidado representará um importante documento para discussões sobre o sistema em questão, balizando as tomadas de decisão. No que concerne aos programas de monitoramento e manejo de reservatórios de múltiplos usos, é básico considerar a bacia hidrográfica desse reservatório como unidade mínima de estudo, conforme já apresentado. A bacia

hidrográfica deverá refletir o sistema analisado, que muitas vezes poderá englobar a bacia hidrográfica do rio de maior ordem.

Também é fundamental ter um banco de dados relativo à séria histórica de operação do reservatório, como de vazões afluentes e vertidas, cota da altura da lâmina de água, variações no volume, bem como mapa batimétrico atualizado, com suas grandezas morfométricas, por exemplo.

Outras considerações a respeito de propostas de estudos serão apresentadas no Capítulo 7 (*Centro de monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas: uma proposta*).

2.4 PONTO DE CORTE REGIONAL

Alguns exemplos da importância na definição do ponto de corte regional na análise integrada da bacia hidrográfica são dados a seguir.

Para se estudar o reservatório Guarapiranga (RMSP) (Brasil), também deve ser considerado o levantamento de dados da área de captação do reservatório Billings. Os reservatórios Billings e Guarapiranga encontram-se interligados por um intermitente sistema de bombeamento de 2 a 4 m³/s, representando uma transposição de bacias, com a passagem de água do reservatório Billings (braço Taquacetuba) para o Guarapiranga. Assim, para melhor compreender os mecanismos de funcionamento da Guarapiranga é necessário levar em consideração a transposição de água de um reservatório para o outro, o que implica em também aplicar os mesmos princípios de estudo para a bacia hidrográfica do reservatório Billings. Ao se levantar informações sobre o braço Taquacetuba, observar-se-á que estudos demonstram que em alguns períodos do ano ocorrem substanciais desenvolvimentos de cianobactérias com produção potencial de cianotoxina (MOSCHINI-CARLOS et al., 2009). Portanto, as águas do braço Taquacetuba podem ser consideradas inóculos de cianobactérias para o reservatório Guarapiranga, o que reforça a necessidade de se estudar o braço Taquacetuba para melhor compreender a estrutura e função da comunidade algal do próprio reservatório Guarapiranga e da qualidade de suas águas. Já o Complexo Billings, que por si só é um sistema bem emaranhado que abastece a cidade de São Paulo e outros municípios próximos a ela (MEIRINHO et al., 2015), é na prática hoje composto por três reservatórios.

Uma porção das águas do reservatório Billings empregada no abastecimento público da Baixada Santista é originária da bacia hidrográfica do segmento inicial do rio Tietê. No início do século XX, para que a Usina Hidroelétrica de Henry Boarden, localizada na cidade de Cubatão, não passasse por redução na oferta de energia por escassez de água, o engenheiro americano Asa Billings idealizou um sistema de adução e transposição de águas. Segundo o projeto posto em prática, parte das águas do rio Tietê segue para o rio Pinheiros, posteriormente pelo sistema de recalque Pedreira, atinge a massa de água do corpo principal do reservatório Billings. Pelo canal Billings-Pedras essa água passa para o reservatório Rio das Pedras e depois cai mais de 700 m pela Serra do Mar, passando por tubulações, e na porção final pelas turbinas de Henry Boarden, com a potencialidade de gerar cerca de 889 megawatts, mas hoje operando com 25% da capacidade (<http://www.emaec.com.br/>). Após esse percurso, a água segue para o rio Cubatão e, sob responsabilidade da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), a água bruta coletada e tratada na estação de tratamento de água de Cubatão é posteriormente ofertada para a população. Além disso, no presente, a água do braço Rio Grande não mais se comunica com o restante da Billings, que desde os anos 1990 está isolado no ponto de contato com a Via Anchieta. Assim, o Complexo Billings hoje é composto por três reservatórios: um compreendendo o pequeno reservatório Rio das Pedras; outro representado pelo braço Rio Grande, local de captação de água pela SABESP; e a porção maior composta pelos demais braços e o corpo central do reservatório Billings propriamente dito, incluindo o braço Taquacetuba, que leva suas águas ao reservatório Guarapiranga, como comentado, com heterogeneidade espacial horizontal na qualidade de suas águas (PADIAL et al., 2009; CARDOSO-SILVA et al., 2014).

Inúmeras transposições de bacias também ocorrem no Sistema Cantareira, um complexo de cinco reservatórios interligados por túneis e canais que compreendem as bacias de captação localizadas em parte dos Estados de Minas Gerais e São Paulo, culminando no reservatório final, o

Paiva Castro (Mairiporã, SP). Neste último reservatório, passa uma vazão de 33 m³/s, que permite abastecer cerca de 9 milhões de habitantes da RMSP (WHATELY; CUNHA, 2006).

No caso paulista, também há reservatórios em cascata distribuídos em sequência nos rios Tietê (RODGHER et al., 2005; SMITH et al., 2014) e Paranapanema (JORCIN; NOGUEIRA, 2005a, b; NOGUEIRA et al., 2007). Nesses casos de reservatórios em cascata, segundo o *Cascading Reservoir Continuum Concept* (CRCC) (BARBOSA et al., 1999), para compreender o que ocorre num reservatório à jusante, é importante entender o que se passa nos reservatórios à montante, já que estes impactam a qualidade da água à jusante (STRAŠKRABA, 1990; STRAŠKRABA et al., 1993; BARBOSA et al., 1999; JORCIN; NOGUEIRA, 2005a, b; RODGHER et al., 2005; STRAŠKRABA; TUNDISI; NOGUEIRA et al. 2007; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; TUNDISI, 2013; LIMA; SEVERI, 2014; SMITH et al., 2014).

Como sugerido por Pompêo et al. (dados não publicados), os resultados levantados nos reservatórios do Sistema Cantareira demonstram a necessidade de ações de controle principalmente nos reservatórios à montante, Jaguari e Jacareí, como também sugerido para os reservatórios da bacia do rio Tietê (BARBOSA et al., 1999). No caso de reservatórios em cascata, a realização de intervenções em primeiro lugar nas bacias à montante, se necessárias, otimizará esforços e recursos financeiros, pois, com base no CRCC, impactará positivamente os reservatórios à jusante. Por outro lado, não há impedimento de as intervenções serem realizadas em um reservatório intermediário, visto a necessidade de ações de controle.

Particularmente para algumas regiões do Brasil o processo de gestão das águas pode ser muito mais complexo ainda, dependendo do recorte regional apresentado. A Macrometrópole Paulista compreende, total ou parcialmente, áreas de oito Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHs), que compõem a organização estadual para a gestão de recursos hídricos (SÃO PAULO, 2013). Nessa Macrometrópole estão inseridas quatro Regiões Metropolitanas (São Paulo, Baixada Santista, Campinas e a do Vale do Paraíba e Litoral Norte), três aglomerações urbanas (Jundiaí, Piracicaba e Sorocaba) e duas microrregiões (São Roque e Bragantina) (Figura 5). A delimitação do território macrometropolitano foi objeto de estudo do Plano Diretor de Aproveitamento de Recursos Hídricos para a Macrometrópole Paulista (SÃO PAULO, op cit.), que projeta o crescimento da demanda por água, apresenta as alternativas para a expansão da oferta e propõe as medidas necessárias para garantir a sustentabilidade do abastecimento público e demais usos dos recursos hídricos na região até 2035, com previsão de atingir 37 milhões de habitantes. Dessa maneira, o processo de gestão da qualidade das águas na Macrometrópole passa a ser bastante complexo devido à grande extensão da área, aos múltiplos interesses nos usos da água e dos espaços, mas também por causa das complexas interligações dos sistemas com múltiplas transposições de bacias.

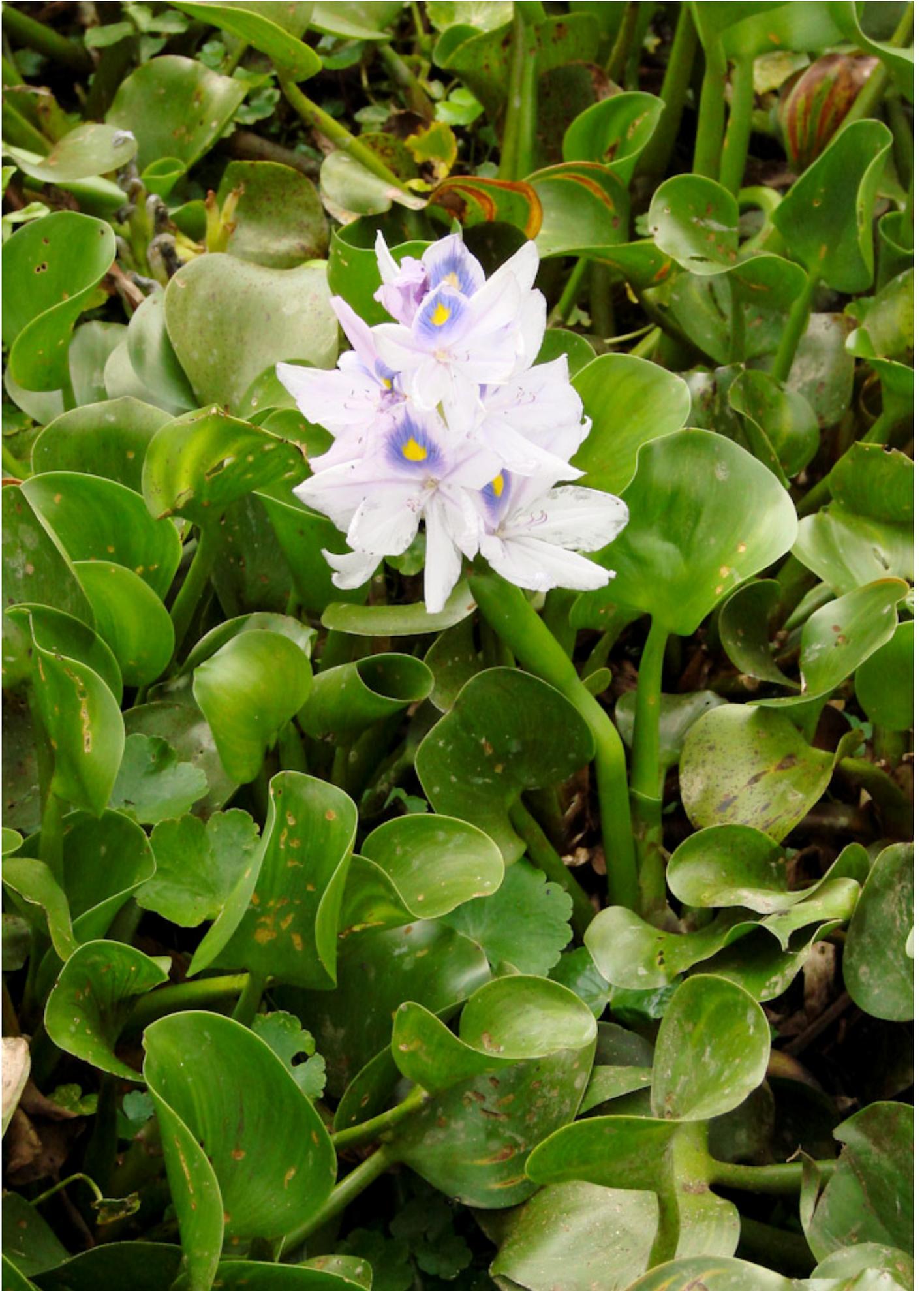
Particularmente para a RMSP, decorrente da crise no abastecimento público vivenciado a partir de 2013, novas obras de interligações foram iniciadas, representando outras transposições de bacias hidrográficas, além das comentadas.

Como demonstrado acima, em alguns casos há substanciais transposições de bacias a serem consideradas. Isso complica a interpretação do sistema e a avaliação da ordem de importância de cada transposição e da influência da respectiva bacia hidrográfica para cada reservatório, refletindo na qualidade da água, na estrutura (compartimentação horizontal e vertical) e no funcionamento de dado reservatório, bem como na composição de espécies animais e vegetais e nos usos múltiplos do sistema. Sem dúvida, a complexidade do sistema também refletirá na complexidade e competência necessárias da equipe multidisciplinar responsável pelos programas de gestão, monitoramento e manejo e na sofisticação dos estudos de monitoramento e respectivos procedimentos de manejo que se fizerem necessários (POMPÊO et al., 2015).

A discussão sobre o ponto de corte relativo à definição da bacia hidrográfica a ser considerada torna todo processo de análise, discussão e tomada de decisão muito mais complexo, dependendo do ponto de referência adotado, e deve ser objeto de grande reflexão.

Para se ter sucesso na preservação das áreas da bacia hidrográfica, de forma a contribuir na manutenção de uma boa qualidade da água em dado reservatório, um plano de gerenciamento de uma bacia hidrográfica deveria englobar inúmeros aspectos, entre eles:

- desenvolver plano diretor com definições de usos e ocupações com enfoque espaço-temporal, como discutido por Santos (2008);
- alcançar, no caso dos reservatórios, os bons potenciais ecológico e químico, conforme preconiza a Diretiva Quadro da Água, normativa da Comunidade Europeia (EUROPEAN COMMISSION, 2000; MOSS, 2008; CARDOSO-SILVA et al., 2013).



3 CONTROLE DO CRESCIMENTO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Ao se deparar com situações de intenso crescimento de macrófitas aquáticas em reservatórios, o grupo gestor deverá discutir as diversas possibilidades para solucionar esse problema. A solução inicialmente adotada poderá ser unicamente acompanhar o desenvolvimento do banco para verificar a continuidade do crescimento das macrófitas aquáticas e/ou sua estabilização (Figura 6). Posteriormente, ao ser observada a continuidade do crescimento ou a exacerbação dos problemas secundários originados desse intenso crescimento, há de empreender ações que permitam estabilizar ou mesmo reduzir o aumento da biomassa, além de atos que contornem os efeitos secundários originários do grande acúmulo de biomassa em dado ponto do reservatório. Portanto, em determinadas situações será obrigatório aplicar ações de controle que permitam interferir no padrão de crescimento observado e, de fato, diminuir a biomassa e a área de colonização das macrófitas aquáticas. No entanto, o mais indicado será avaliar rotineiramente o crescimento das macrófitas aquáticas, conforme os procedimentos descritos em um programa de monitoramento, preferencialmente com as tomadas de decisões e as ações práticas antecedendo ao próprio crescimento explosivo, minimizando os impactos diversos e os custos futuros.

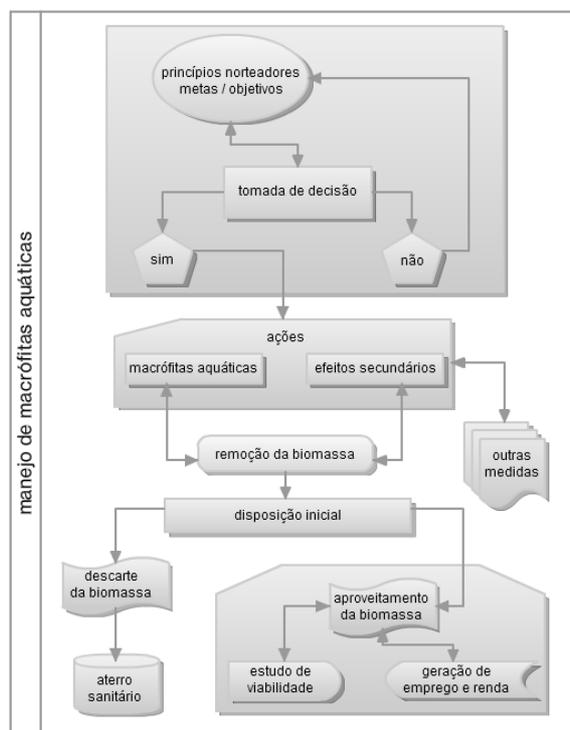


Figura 6 – Etapas na tomada de decisão do manejo de macrófitas aquáticas.

Segundo Straškraba & Tundisi (2000), os procedimentos de controle, definido pelos autores como gerenciamento corretivo, podem ser aplicados em situações extremas, isto é, quando o reservatório se encontra infestado. Esses autores discutem que o gerenciamento preventivo tem, em

médio prazo, o enfoque de criar situações que não possibilitem o aparecimento de problemas de qualidade da água, em particular do crescimento descontrolado de macrófitas aquáticas. Afirmam ainda que no maior horizonte temporal possível devem ser incorporados procedimentos que viabilizem um gerenciamento autossustentado, permitindo disponibilizar recursos para as gerações futuras, meta sempre muito ambiciosa, mas que deve ser insistentemente perseguida.

No caso da efetiva infestação, é conveniente que os procedimentos de controle tenham seus princípios norteados por um amplo programa de gestão ambiental previamente elaborado, incorporando em suas premissas propostas de monitoramento e manejo da qualidade das águas, particularmente referentes aos impactos ocasionados pelo crescimento das macrófitas aquáticas. Tais propostas devem considerar usos e usuários do reservatório, como apontado no Capítulo 2 deste livro. Preferencialmente, as ações, contínuas e as aplicadas de forma preventivas, devem auxiliar para suprimir os agentes causadores da explosão de crescimento (POMPÊO, 2008).

Na prática, quase todos os procedimentos apresentados neste capítulo podem ser considerados tanto corretivos como preventivos; o que discrimina um do outro é o momento da ação aplicada: o corretivo é após o surgimento da infestação e o preventivo aplicado antes de um crescimento explosivo, a fim de impedi-lo.

3.1 PROCEDIMENTOS DE CONTROLE

Diversos são os procedimentos de controle, definidos como métodos físicos, químicos e biológicos (Figura 7).

Alguns métodos físicos são aplicados diretamente sobre a planta aquática alvo, enquanto que outros são aplicados de forma indireta. Os de aplicação direta são subdivididos em métodos manuais e mecânicos: os primeiros são procedimentos de simples aplicação, como pelo uso de facas e tesouras, por exemplo; já os segundos dependem do uso de equipamentos de pequeno a grande porte, tais como lâminas cortantes deslizantes, enormes ceifadeiras flutuantes ou escavadeiras.

O método biológico de controle de plantas aquáticas é uma técnica que se utiliza de organismos vivos para o controle ou a redução das populações de espécies de plantas indesejáveis, por exemplo, através do consumo direto por algum organismo.

Por sua vez, o controle químico consiste em usar produtos químicos (diquat ou sulfato de cobre, por exemplo) que intoxicam a planta, matando-a, ou limitando seu crescimento.

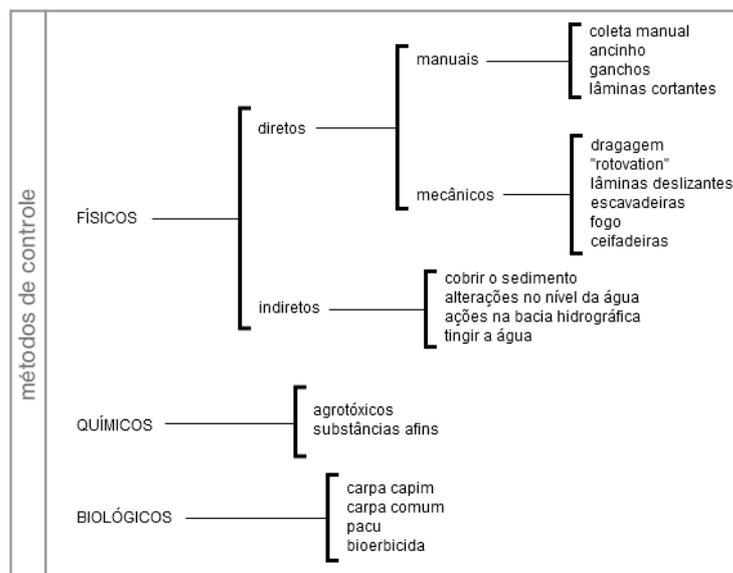


Figura 7 – Métodos empregados no controle de plantas aquáticas. Modificado de Gibbons et al. (1994) e Pompêo (2008).

Para a seleção do melhor ou mais adequado método de controle, é importante conhecer as vantagens e desvantagens para o ecossistema aquático e aos usos múltiplos do sistema de cada procedimento sugerido (GIBBONS et al., 1994). Pompêo (2008) e Gibbons et al. (op cit.) apresentam considerações sobre as vantagens e desvantagens na aplicação de diferentes procedimentos de controle. Também devem ser considerados o tipo ecológico da macrófita aquática problema e sua biologia, aspecto que corrobora na tomada de decisão (NICHOLS, 1991), além de se ter conhecimentos aprofundados sobre a estrutura, função e dinâmica do reservatório que se apresenta com intenso problema de crescimento das plantas, visando minimizar os impactos na qualidade da água e sedimento, decorrentes das ações de controle propostas.

Entre os procedimentos de controle aplicados, o método mais simples é a remoção manual, com pás, facas ou mesmo outros pequenos instrumentos de corte manuais. Bolsas vazadas servem para auxiliar na coleta das porções vegetais cortadas, tais como toda a planta ou as frações aéreas, aquáticas ou sob o sedimento (POMPÊO, 2008). Ancinhos ou ganchos robustos podem ser atirados diretamente sobre o banco de macrófita aquática para posterior arrasto até a margem, com emprego de embarcação ou mesmo manualmente. Outros procedimentos simples implicam no corte das macrófitas aquáticas enraizadas com um instrumento em forma de “V”, com lâminas cortantes na parte externa, que, ao serem lançados no interior do banco de plantas e puxado em direção à margem, cortam a vegetação.

Como método mecânico, o uso de lâminas deslizantes que se movimentam umas sobre as outras, utilizadas na poda da vegetação localizada abaixo da lâmina de água (Figura 8), é considerado o procedimento mais simplificado. A dragagem, feita por meio de mangueira e bomba, com auxílio de mergulhador autônomo, permite sugar o sedimento e todas as partes da macrófita aquática, inclusive as raízes. O *rotovation* é uma grande máquina com lâminas giratórias que revolvem o sedimento, removendo a vegetação enraizada. Já as ceifadeiras mecânicas são máquinas flutuantes de grande porte que além de cortar recolhem as macrófitas aquáticas (Figura 8). Há também referência ao uso do fogo por meio de aplicação de chama diretamente sobre as macrófitas aquáticas (MARCHI et al., 2005b).

Mesmo com altos custos, o controle mecânico é o procedimento de manejo empregado no controle de plantas aquáticas em Portugal, apesar do uso da coleta manual em determinadas situações, como próximo a pontes (MOREIRA et al., 1999). Segundo Moreira et al. (op cit.), é possível o uso de escavadeiras hidráulicas, coletores flutuantes e barcos que empurram as plantas flutuantes para as margens, bem como barreiras físicas, alterações da profundidade da água e de fluxo em canais. Antuniassi et al. (2002), Bravin et al. (2005), Corrêa et al. (2005), Pompêo (2008) e Velini et al. (2005) apresentam considerações relativas às ceifadeiras mecânicas. No que concerne ao método de controle mecânico, no link <https://www.youtube.com/watch?v=Hjnz9cKKZ-8> pode ser observado vídeo demonstrativo de equipamento projetado para fazer o corte e a coleta de macrófitas aquáticas. Em <http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/management/index.html>, são apresentados diferentes métodos para manejar as macrófitas aquáticas em Washington (EUA).

No Capítulo 4 (*Algumas experiências no controle do crescimento de macrófitas aquáticas no Brasil*), são apresentadas experiências brasileiras no controle de plantas aquáticas em reservatórios, particularmente dos localizados próximos à cidade de São Paulo.

Como métodos físicos indiretos, podem ser empregados aqueles que objetivam reduzir ou bloquear a luz disponível, como, por exemplo, o encobrimento do sedimento com tela. Esses métodos impedem o crescimento de macrófitas aquáticas enraizadas. Outro método indireto é a modificação da altura da lâmina de água, que permite o acúmulo ou redução de água no reservatório, modifica o regime de luminosidade para as plantas submersas e reduz a área potencialmente colonizável para as macrófitas emersas e submersas. Além disso, em períodos de águas baixas, cria-se um *déficit* hídrico nas partes expostas do sedimento, interferindo na colonização e no desenvolvimento da vegetação aquática. Pode-se também tingir a água, reduzindo a penetração da luz disponível para as macrófitas aquáticas. Por fim, ações na bacia hidrográfica, tais como o controle nos usos e ocupações, têm impacto sobre a qualidade da água dos reservatórios e, indiretamente, sobre o crescimento de macrófitas aquáticas (GIBBONS et al., 1994).

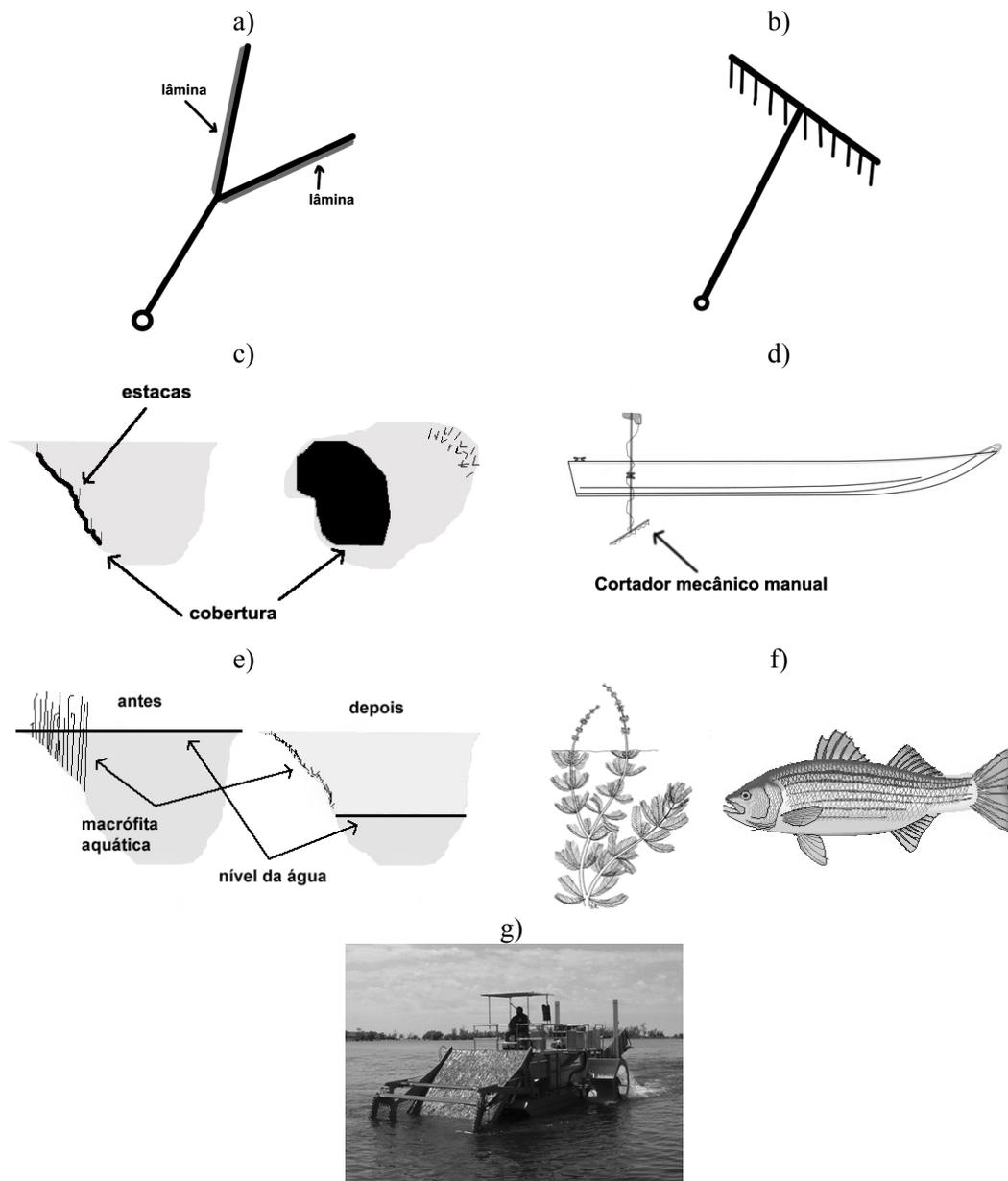


Figura 8 – Procedimentos empregados na remoção de macrófitas aquáticas: a) instrumento cortante em forma de “V”, b) ancinho, c) cobertura do fundo, d) cortador mecânico manual, e) alteração do nível da água, f) herbivoria e g) ceifadeira mecânica - modificado de <http://www.alphaboats.com/>. Extraído de Pompêo (2008).

Para o controle biológico de plantas aquáticas tem sido utilizada a carpa comum e a carpa capim, que se alimentam da vegetação submersa. Segundo Sponchiado; Schwarzbald (2009), a carpa capim foi eficiente no controle da *Luziola peruviana* em açude raso, com consumo de 42,5 kg de matéria seca por peixe, desde que o nível da água permita o acesso dos peixes às plantas para seu consumo. O pacu também se mostrou com bom potencial como agente de controle biológico de diversas macrófitas aquáticas no Brasil (MIYAZAKI; PITELLI, 2003). Além do consumo direto da macrófita aquática que se desenvolve no corpo de água, Saint-Paul et al. (1981) demonstraram a viabilidade do emprego de *Eichhornia crassipes* seca como parte da dieta de alevinos de matrinhã.

Outra estratégia de biocontrole de plantas invasoras, denominada bioerbicida, envolve o uso de esporos ou outros propágulos com a finalidade de gerar um alto nível de desenvolvimento de doença, com consequente morte ou supressão de populações da planta daninha em questão

(BORGES NETO; PITELLI, 2004; BORGES NETO et al., 2004). Estes últimos autores verificaram os efeitos da adição de adjuvantes e herbicidas na infecciosidade do fungo *Fusarium graminearum*, demonstrando a efetividade desse procedimento no controle do crescimento de *Egeria* spp. Há também indícios de que *Samea multiplicalis* (Lepidoptera, Pyralidae) poderá ser empregada no controle de *Salvinia molesta* (PELLI et al., 2008).

Relativo aos agrotóxicos, inúmeros são os compostos químicos com potencialidade de uso no controle de plantas aquáticas (Tabela 6), sendo comum o uso de fluridone, 2,4-D amina, diquat, glifosato, imazapyr, sulfato de cobre, principalmente. Relativo ao sulfato de cobre, amplamente utilizado no Brasil, neste mesmo capítulo seguirão algumas considerações (em 3.6 e 3.7).

Tabela 6 – Diversos estudos de aplicação de agrotóxico no controle do crescimento de macrófitas aquáticas.

Agrotóxico	Classe	Classificação toxicológica	Autores
2,4 d	herbicida	Classe I	Cardoso et al. (2003) Costa et al. (2005) Foloni; Pitelli (2005) Negrisoli et al. (2003b) Terra et al. (2003)
aterbane br	espalhante adesivo	Classe IV	Costa et al. (2005) Terra et al. (2003)
carfentrazone-ethyl	herbicida	Classe IV	Foloni; Pitelli (2005)
diquat	herbicida	Classe II	Cardoso et al. (2003) Costa et al. (2005) Martins; Pitelli (2005) Martins et al. (2007) Negrisoli et al. (2003a) Negrisoli et al. (2003b) Terra et al. (2003)
fluridone ^(*)	herbicida sistêmico	Classe III	Marcondes et al. (2002) Marcondes et al. (2003) Martins et al. (2007) Anvisa ** (sem data, b)
glifosato	herbicida	Classe IV	Cardoso et al. (2003) Cícero et al. (2007) Costa et al. (2005) Cruz et al. (2015) Foloni; Pitelli (2005) Negrisoli et al. (2003b) Terra et al. (2003)
imazapyr	herbicida	Classe I	Cardoso et al. (2003) Costa et al. (2005) Foloni; Pitelli (2005) Negrisoli et al. (2003b) Terra et al. (2003)
sulfato de cobre	herbicida algicida		Mal et al. (2002) McIntosh (1974) Muller et al. (2001) Ware (1966)

* - Emprego autorizado: ambientes aquáticos. Modalidade de emprego: herbicida para controle de macrófitas aquáticas das espécies *Egeria densa* e *Egeria najas* em reservatórios de hidrelétricas (AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA, sem data, b). ** ANVISA: Agência Nacional de Vigilância Sanitária.

Nem todo agrotóxico, ou ao menos a dose testada, tem atuação efetiva no controle da respectiva macrófita aquática. A diversidade morfológica da superfície foliar observada entre espécies de plantas aquáticas e a presença de estruturas foliares (tricomas, estômatos, cutícula e ceras) podem exercer influência na aderência e deposição das gotas de pulverização, assim como na absorção do herbicida, potencializando ou reduzindo sua efetividade, como observado por Costa et al. (2005b). O processo de aplicação, a presença de adjuvantes e o tipo de ponta de pulverização também modificam a efetividade do herbicida, como por exemplo, a derivada do glifosato (CRUZ et al., 2015; MARCHI et al., 2005a; MARTINS et al., 2005). Além do mais, provavelmente há especificidade entre a macrófita aquática de interesse e o grupo químico do herbicida utilizado. Isso

de fato deve ocorrer, pois, como apontado por Oliveira Jr.; Inoue (2011), a seletividade de herbicidas (aquele que é muito mais tóxico para algumas plantas do que para outras dentro de certos limites) é a base para o sucesso do controle químico de plantas na produção agrícola, sendo considerada como uma medida da resposta diferencial do organismo alvo (no caso as macrófitas aquáticas) para o dado agente ativo do respectivo herbicida.

Uma vez que a base da seletividade aos herbicidas é o nível diferencial de tolerância das culturas e das plantas daninhas a um tratamento específico, a seletividade trata-se, portanto, de um fator relativo e não absoluto. Oliveira Jr.; Inoue (op cit.) comentam que quanto maior a diferença de tolerância entre a cultura e a planta daninha, maior a segurança na aplicação do herbicida. No caso do reservatório, a seletividade ou não do herbicida assume maior relevância, visto que o composto químico aplicado atuará tanto sobre a planta aquática alvo como em todos os demais organismos presentes no local da aplicação, como o fitoplâncton, o zooplâncton, o perifíton, os organismos bentônicos, os peixes, entre outros, e indiretamente impactará as aves, que se alimentam de vários desses organismos. Além disso, o herbicida empregado permanece na água (NEGRISOLI et al., 2003b), o que sugere que poderá atuar por muito tempo e longe do local de aplicação. Assim, é necessário o desenvolvimento de testes que garantam a maior seletividade a dada macrófita aquática, com baixo grau de tolerância ao composto químico aplicado e alto grau de tolerância aos demais organismos não alvo que compõem a biota e a qualidade da água do reservatório.

Há estudo que sugere a viabilidade da aplicação conjunta de agrotóxicos, como glifosato e diquat, por exemplo, e *Fusarium* (MENDES et al., 2004), já que as concentrações testadas não apresentaram efeito inibitório sobre os fungos. Segundo Mendes et al. (op cit.), a aplicação conjunta potencializaria a ação do fungo, controlando mais rapidamente o crescimento das plantas aquáticas, provavelmente com menor aplicação de defensivo e de inóculo de fungo. Também é possível aplicar diferentes agrotóxicos, potencializando seus efeitos e controlando mais rapidamente o intenso crescimento das plantas.

Já Berti (2013) construiu matrizes de interação. Por meio da interpolação de seus dados, essa autora analisou o grau de impacto em função do uso de diversos métodos de controle, comparando os valores do Índice de Caso de Referência (ICR) obtidos para cada aspecto. Berti concluiu que o método de controle menos impactante é o biológico, embora apresente como desvantagem a necessidade de um controle rigoroso da introdução de uma nova espécie no meio. Já o método de controle mais impactante foi o químico, cujos impactos negativos na fauna e na flora superaram os impactos dos demais métodos analisados, além de ser prejudicial para o aspecto da qualidade da água em longo prazo. A autora concluiu que os demais métodos se equivaleriam nos impactos ambientais na água, flora e fauna aquáticas.

3.2 CONSIDERAÇÕES SOBRE OS PROCEDIMENTOS DE CONTROLE

A remoção manual de macrófitas aquáticas é um procedimento adequado para pequenos bancos; já para grandes áreas cobertas, a remoção mecânica é mais indicada (POMPÊO, 2008). Segundo Pompêo (op cit.), tanto para a remoção mecânica quanto manual das macrófitas aquáticas há obrigatoriedade na definição de áreas de descarte da vegetação removida. Inicialmente, a planta colhida poderá ser depositada na margem do reservatório, mas não é conveniente que o seu descarte final seja nesse local. Dessa forma, todo plano de manejo de macrófitas aquáticas deve considerar as ações de controle dentro do próprio reservatório, mas em hipótese alguma podem ser esquecidos os importantes cuidados com a biomassa removida e o seu destino para uso ou descarte. Questões relacionadas ao descarte inicial e final e ao potencial aproveitamento da biomassa removida serão apresentadas no Capítulo 5 (*Descarte e aproveitamento da biomassa de macrófitas aquáticas*). Por ora, são discutidos aspectos relativos aos diferentes processos de controle.

Na remoção manual e mecânica, deve-se ter o cuidado de retirar a vegetação cortada do corpo d'água, pois os inúmeros pedaços gerados poderão se distribuir pelo reservatório e se tornar inóculos para novas colonizações, inclusive em áreas que não apresentavam problemas de intenso crescimento. As partes cortadas também poderão rapidamente libera grande quantidade de

nutrientes retidos na biomassa viva, tal como nitrogênio e fósforo (POMPÊO; HENRY, 1998). Esse aporte extra de nutrientes proveniente do processo de decomposição da massa vegetal cortada e morta poderá propiciar novo crescimento intensivo de macrófitas aquáticas ou *blooms* de fitoplâncton. A manutenção da massa vegetal triturada e morta também prejudicará a qualidade da água devido ao maior consumo de oxigênio dissolvido durante o processo de sua decomposição, podendo a massa de água atingir níveis de extremo *déficit* de oxigênio (ANTONIO et al., 1999; BIANCHINI Jr., 1999; FARJALLA et al., 1999), causando novos prejuízos aos usos múltiplos do sistema e à biota. Dessa forma, além de se constituir como melhor solução para os diversos problemas oriundos do intenso crescimento, a remoção das macrófitas aquáticas é quase que obrigatória, pois sua retirada do reservatório minimizará os problemas apresentados anteriormente.

A remoção da biomassa cortada também é alternativa no controle da eutrofização, pois ela permite que seja retirado nutrientes na forma de biomassa viva do sistema hídrico, tal como demonstrado por Carpenter; Adams (1977). Assim, a remoção das macrófitas aquáticas pode não só controlar os problemas secundários originados pelo intenso crescimento, mas, simultaneamente, contribuir com a redução dos teores de nutrientes presentes no sistema. Nesse sentido, qual a justificativa para não serem constituídas fazendas aquáticas com áreas de cultivos de plantas em tanques redes, mas para o crescimento controlado de macrófitas aquáticas flutuantes?

Quanto ao uso de agrotóxicos, estes propiciarão, devido à sua efetividade, uma rápida morte da macrófita aquática, eventualmente acarretando os mesmos problemas observados pelo corte da vegetação e da manutenção das porções cortadas na massa de água do reservatório: (a) grande liberação de nutrientes e (b) rápida depleção do teor de oxigênio dissolvido decorrente do intenso processo de decomposição, causando prejuízos à qualidade da água e à biota, somados à redução da qualidade da água pela própria aplicação do persistente composto químico. Questões sobre a propriedade no uso de agrotóxicos como método de controle do crescimento de macrófitas aquáticas (vantagens e desvantagens) serão tratadas em outra seção deste capítulo (3.3 *O controle químico de plantas aquáticas*).

Também são necessários estudos que permitam produzir em larga escala agentes de biocontrole, além de estudos com a finalidade de determinar a efetividade da aplicação desses agentes em grandes bancos de macrófitas aquáticas, em condições experimentais de campo; qual o melhor período e a periodicidade na aplicação desse organismo; e a especificidade do patógeno à macrófita aquática considerada problema (ÁVILA; PITELLI, 2004). De toda forma, o biocontrole terá como consequências a grande mortandade das macrófitas aquáticas e todos os efeitos decorrentes de sua decomposição, já comentados.

Relativos aos métodos indiretos, cobrir o sedimento é um procedimento simples, muitas vezes de baixo custo, e pode ser mais bem empregado em pequenas porções do reservatório, com pouco prejuízo aos usos múltiplos do sistema. Já alterações no nível da água, potencialmente, comprometerão os diversos usos do sistema pela simples redução do volume útil do reservatório e da área da lâmina de água, o que poderá impor elevados prejuízos financeiros, além da impossibilidade de se aplicar os usos múltiplos previstos.

Já as ações coordenadas empreendidas na bacia hidrográfica são mais difíceis de serem aplicadas, pois é necessário dirimir inúmeros conflitos devido a interesses diversos de todos os atores envolvidos, além de serem necessárias articulações com todos os setores da sociedade (estado, prefeitura, sociedade organizada, indústrias e setor agrícola, União, técnicos especialistas, representantes da sociedade civil organizada, representantes de ONGs e outros grupos locais organizados – associações de bairros, associações escolares, sindicatos e associações de trabalhadores e patronais e outros grupos que comprovadamente tenham representatividade local) interessados nos serviços e produtos da bacia hidrográfica. Ações coordenadas são preferíveis às isoladas, pois servirão de base para melhor organizar os usos e a ocupação dos espaços da bacia hidrográfica, trazendo o Estado e a sociedade como um todo para gerir o bem público, com esperado reflexo na melhoria da qualidade ambiental, em particular da água do reservatório, auxiliando na manutenção dos bons potenciais ecológico e químico, como preconiza a Diretiva Quadro da Água da Comunidade Europeia (HENRIQUES et al., 2000; PIO et al., 2000, PIO;

HENRIQUES, 2000; INSTITUTO DA ÁGUA, 2006). Além de tudo, ações na bacia hidrográfica permitem um controle de mais longo prazo na qualidade da água e sem dúvida mais autossustentável, o que deverá refletir na disponibilidade de recursos para as gerações futuras, como discutido por Straškraba; Tundisi (2000) e Selborne (2001). Assim, em primeira instância, cabe aos poderes constituídos organizar estruturas de discussões e tomadas de decisão, sempre democráticas e com transparência (SELBORNE op cit.; JACOBI et al., 2015).

Como observado nesses dois últimos tópicos, há inúmeros procedimentos de controle do crescimento de plantas aquáticas. Sua aplicação não necessariamente deve ocorrer de forma isolada nem deve haver a obrigação de se optar por um único procedimento de controle. Dependendo do interesse, podem ser consideradas aplicações conjuntas de diferentes procedimentos, na mesma região do reservatório, combinando tratamentos e potencializando seus efeitos no controle da planta. Mas também podem ser empregados diferentes tratamentos e em diferentes regiões do reservatório, pois para cada caso deve-se empregar o modo de controle considerado mais adequado/interessante, visando não só o controle da planta, mas levando em consideração seu impacto potencial aos demais interesses, usos e usuários do reservatório, sua biota constituída e de acordo com os recursos financeiros constituídos. De todo modo, cabe sempre avaliar caso a caso os custos financeiros e ambientais da aplicação de cada método. No entanto, é recomendável que a remoção mecânica seja a primeira a ser considerada, pois mesmo em grandes áreas cobertas sua aplicação trará menor impacto à qualidade da água, à biota e aos usos múltiplos do sistema, principalmente quando confrontado com outros procedimentos de controle. Mas, como comentado, há inúmeros impactos à qualidade da água e aos usos do reservatório quando do intenso crescimento das macrófitas aquáticas, mas também decorrente das próprias ações de manejo. Isso sugere que em longo prazo devem ser privilegiadas ações preventivas, aplicadas em pequenas porções do reservatório e, desse modo, menos impactantes.

3.3 O CONTROLE QUÍMICO DE PLANTAS AQUÁTICAS

O controle químico de plantas aquáticas consiste em usar produtos que intoxiquem a planta considerada praga, controlando o seu crescimento ou mesmo matando-a (POMPÊO, 2008). Para a proposta de Resolução CONAMA discutida em 2009 (BRASIL, 2009), já comentada em outro tópico (Capítulo 2), produtos ou agentes de processos químicos, físicos e biológicos aplicados em ambientes aquáticos, como os agrotóxicos, têm a finalidade de alterar a composição e a densidade de uma ou mais espécies da flora e fauna. Há inúmeros estudos empregando 2,4 D, diquat, glifosato, fluridone, imazapyr, entre outros agrotóxicos no controle do crescimento de plantas aquáticas no Brasil, como apresentados na Tabela 6. O sulfato de cobre pentahidratado é um dos agrotóxicos mais empregados no Brasil, principalmente para o controle algal (MANCUSO, 1987; CALEFFI, 2000; COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2008). Já o fluridone é o único agrotóxico aprovado pela Agência de Vigilância Sanitária (ANVISA) para aplicação em ambientes aquáticos no controle de macrófitas aquáticas das espécies *Egeria densa* e *Egeria najas* em reservatórios de hidrelétricas (AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA, sem data, b).

Apesar de comprovadamente eficiente e de fato reduzir a biomassa e o crescimento das macrófitas aquáticas, o emprego de agrotóxico na vegetação aquática é contestado (POMPÊO, 2008). Segundo esse autor, mesmo utilizando agrotóxicos em casos específicos, ainda se fazem necessários inúmeros estudos para comprovar sua efetividade e se seu uso previsto é adequado à situação em foco. Deve-se avaliar o melhor momento para aplicação e qual o estágio fenológico mais suscetível; qual a dose para a efetividade do controle; se a aplicação será em dose única ou em mais doses; se a aplicação de diferentes agrotóxicos ocorrerá de maneira isolada ou combinada, potencializando o efeito de controle; qual o melhor procedimento de aplicação para os diferentes tipos ecológicos de macrófitas aquáticas; qual o produto mais efetivo para determinada espécie (especificidade). Ainda, segundo esse autor, também não se pode descuidar dos efeitos adversos para o meio ambiente proporcionado exclusivamente pelo composto químico (agrotóxico) aplicado.

Assim, devem ser conduzidos experimentos que avaliem o potencial de intoxicação e/ou comprometimento de toda biota, considerando os usos múltiplos do ecossistema (abastecimento público e contato primário, principalmente), após a aplicação de determinado agrotóxico.

Relativo à permanência e degradação do agrotóxico no meio aquático, Negrisoli et al. (2003b) desenvolveram estudos com diquat. Em condição de caixas com água, planta e solo, esses autores determinaram a meia-vida do diquat em 29 dias após a aplicação do agrotóxico. Utilizando caixas com água e solo, a meia-vida do diquat foi de 23 dias após a aplicação do agrotóxico. No experimento controle, em caixas contendo apenas água, a meia-vida foi de 18 dias, e mesmo após 112 dias esses autores observaram que ainda havia 7,2% do produto em água. Em experimentos ocorridos nos EUA, o período de degradação foi de 27 dias (GRZENDA et al., 1966 apud NEGRISOLI et al., 2003a). Portanto, os agrotóxicos permanecem por longo tempo no meio aquático, o que demandará esforços em estudos que avaliem suas persistências e efeitos tardios para o ecossistema aquático e sua biota. Esses estudos devem ser estendidos aos usos que o homem faz do reservatório, como contato primário e abastecimento público. Além do mais, o controle químico não é considerado adequado para locais de captação de água para abastecimento público. Seu emprego indiscriminado também poderá levar ao aparecimento de populações resistentes a ele, como no caso da continuada aplicação de sulfato de cobre para o controle de clorofíceas e cianobactérias (RAMAN; COOK, 1988; BEGHELLI et al., 2015), necessitando a ampliação das doses e a redução do período de aplicações com a potencialidade de comprometer sobremaneira os usos múltiplos de lagos e reservatório, e impactando a qualidade do sedimento, como observado por Mariani & Pompêo (2008) e Pompêo et al. (2013), para os reservatórios Rio Grande e Guarapiranga, respectivamente, ambos os reservatórios na Região Metropolitana de São Paulo. Também não devem ser esquecidos aspectos de segurança de trabalho durante a aplicação do herbicida (MACHADO NETO et al., 2006).

Devido a todas essas problemáticas e incertezas, o emprego de agrotóxico deve ser a última opção como método de controle e de uso esporádico, só aplicado após exaustivos estudos que comprovem sua eficiência e baixa toxicidade, mas mesmo assim somente quando outros procedimentos menos agressivos não se mostrarem eficientes.

3.4 PROPOSTA DE RESOLUÇÃO CONAMA – GT – AGROTÓXICOS

Em 2008, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) iniciou discussão de Proposta de Resolução que dispõe sobre a pesquisa, o registro, a comercialização e a utilização de agrotóxicos e afins em ambientes hídricos e dá outras providências (BRASIL, 2009). Após inúmeras reuniões, em agosto de 2009, em ofício encaminhado ao CONAMA pelas Entidades Ambientais da Região Nordeste (BRASIL, 2009), “considerando que a liberação do uso de agrotóxicos aplicados diretamente na água pode causar graves transtornos toxicológicos e ecotoxicológicos à população e ao meio ambiente, resolve: *Aprovar moção que recomenda ao Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, o encerramento do Grupo de Trabalho criado para propor resolução que regulamenta a utilização de agrotóxicos em ambientes hídricos* ⁽³⁾, uma vez que o processo de criação do GT Agrotóxicos (também denominado GT Monsanto) registra a ausência de justificativa científica que comprove a inexistência de riscos à saúde humana e à biodiversidade aquática no uso pretendido de agrotóxicos nos corpos d’água. Repudia, também, a medida do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, de ter proposto a criação do GT Agrotóxicos sem a ampla discussão com a sociedade civil”. O Sr. Guilherme Luiz Guimarães (GUIMARÃES, 2009), Coordenador do GT-Agrotóxicos, em ofício endereçado ao diretor do CONAMA, argumenta: “Devido às especificidades de conhecimento técnico envolvidos neste tema, houve diversos impasses envolvendo as discussões, pelo fato do total desconhecimento da maioria dos participantes sobre a legislação pertinente, as demandas nacionais para este tipo de controle e as bases técnico-científicas relacionadas à matéria. Outro

³ Destaque nosso.

agravante foi o desconhecimento dos requisitos para o registro de agrotóxicos no país, o qual está regulamentado pela Lei nº 7082 de junho de 1989, decretos e diversas normativas complementares. Em face destes fatos, o GT-Agrotóxicos não atingiu as metas definidas em seu escopo de trabalho para um prazo de 6 meses. Destacamos que esforços foram envidados para maior compreensão do que se pretendia alcançar com a regulamentação dessa matéria. Várias palestras foram feitas na tentativa de esclarecer as dúvidas dos participantes e tornar mais claro o objetivo da minuta de resolução. Houve, inclusive, uma visita organizada pela coordenação do GT, a um local onde macrófitas aquáticas vem produzido grandes prejuízos à população e cujas ações de controle disponíveis não tem alcançado bons resultados. A proposta da coordenação tem sido buscar a convergência das ideias e o consenso das propostas”. Assim, “Em vista do exposto, solicito a V. Sa. apreciar e encaminhar a solicitação deste GT para a prorrogação do prazo de sua constituição, por mais um período de 6 meses a contar da aprovação deste pedido, para que o Grupo possa apresentar a Câmara Técnica de Controle e Qualidade Ambiental desse CONAMA sugestões para a regulamentação do uso de agrotóxicos em meio hídrico”. Ambas as considerações apresentadas demonstram toda complexidade nas discussões sobre o uso de agrotóxico em ambientes aquáticos. No presente, está suspensa a discussão referente à proposta de resolução CONAMA de 2009.

Considerações sobre a proposta Brasil (2009) foram apresentadas por Pompêo (2009), e estão reproduzidas no Quadro I e sobre a toxicidade de compostos químicos, principalmente agrotóxicos, em ambiente aquático, pode ser consultado Tomita; Beyruth (2002).

Quadro I – Considerações sobre a proposta de resolução CONAMA disciplinando o uso de agrotóxicos em ambientes aquáticos (POMPÊO, 2009).

O CONAMA e o uso de agrotóxicos em ambientes aquáticos

Introdução

Atualmente o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) discute a proposta de resolução que disciplina a pesquisa, o registro, a comercialização e utilização de agrotóxicos em ambientes aquáticos. A leitura da versão da resolução originada do 4º GT Agrotóxico³, ocorrida em março de 2009, suscita dúvidas. Este manuscrito visa contribuir com subsídios para a discussão da referida resolução.

A proposta de resolução

No caput a proposta de resolução considera “a necessidade do estabelecimento de uma regulamentação específica para o uso de agrotóxicos e afins em ambientes aquáticos, bem como autorização da atividade de controle de espécies aquáticas (invasoras)”, visando “alterar a composição ou densidade de uma ou mais espécies da flora ou fauna”. O Art. 1º estabelece diretrizes para serem adotadas pelos órgãos integrantes do Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA) e do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) “para fins de autorizações (licenciamento) para realização de pesquisa, experimentações, comercialização e utilização de agrotóxicos, seus componentes e afins destinados ao uso em ambientes aquáticos”.

Disciplina ainda que os hidropesticidas (definido conforme Art. 2º, inciso I) deverão dispor registro prévio e específico para o fim estabelecido na própria resolução (Art. 3º ao 5º). Estabelece o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais e Renováveis (IBAMA) como responsável pela análise dos estudos de eficiência dos hidropesticidas, sendo aceitos unicamente estudos realizados no Brasil (Art. 7º e 9º). Também normatizam a comercialização e credenciamento do usuário ou prestador de serviço, definidos conforme Art. 2º. Dispõe ainda sobre a aplicação de produtos hidropesticidas, por usuários e prestadores de serviço mediante licença ambiental expedida pelo órgão ambiental competente (Art. 13º ao 17º), que “definirá, para fins da avaliação da Licença Ambiental, os critérios de exigibilidade e detalhamento das informações relativas ao tipo de atividade, levando em consideração as especificações e o porte da área a ser envolvida, bem como, a localização e os usos associados, além do risco ambiental do(s) hidropesticida(s)” (Art. 14º, Parágrafo único). Nos Art. 18º ao 24º define responsabilidades. Segue com Disposições Transitórias (Art. 25º) e Disposições Gerais (Art. 26º ao 28º).

A leitura deixa claro que a proposta de resolução se propõe principalmente a regulamentar o uso para pesquisa, experimentações, comercialização e utilização de agrotóxicos, seus componentes e afins, visando o controle de espécies aquáticas, particularmente as invasoras.

Críticas e sugestões

De fato, é imprescindível o estabelecimento de regulamentação para o uso de agrotóxicos e afins diretamente nos ambientes aquáticos, bem como discutir os princípios e procedimentos para a autorização da atividade de controle de espécies aquáticas, invasoras¹ ou nativas⁴, seja pelo emprego de agrotóxico ou por outro procedimento de manejo

menos agressivo. Assim, o atual momento de discussões e de definições representadas por esta proposta de resolução deveria incorporar estas questões e não se ater principalmente na regulamentação do uso de agrotóxicos em ambientes aquáticos.

Na proposta de resolução, seria adequado complementar a redação apresentando os critérios para melhor definir os organismos aquáticos como espécies invasoras e justificar quais as situações onde o emprego de agrotóxico para o controle do crescimento das espécies invasoras é mais adequado, independente do porte da área envolvida. Mais ainda, é preciso definir se a resolução é pertinente exclusivamente a espécies invasoras ou se contemplará inclusive as nativas. Caso contemple unicamente as espécies invasoras, a resolução não se aplica às macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes*, *Egeria densa* e *Salvinia molesta*, por exemplo, pois são consideradas espécies nativas.

É pertinente definir riscos ambientais e propor análise de risco para o ecossistema e sua biota e para os seres humanos. Também deveria incorporar estudos prévios (monitoramento) e outras sugestões de manejo menos agressivas que o emprego de agrotóxicos, como a remoção mecânica ou o controle biológico, por exemplo. É conveniente definir penalidades e responsabilidades no caso do descumprimento da resolução, com penalidades mais severas se constatados problemas (à biota ou aos seres humanos) devido à aplicação do agrotóxico em não conformidade à Licença Ambiental aprovada.

A resolução poderia apresentar listagem dos agrotóxicos potencialmente aplicáveis, ou no mínimo uma lista com os agrotóxicos banidos dos testes. Poderia também definir os limites superiores para aplicação de determinado agrotóxico, quais os procedimentos mais adequados para sua aplicação e a periodicidade da aplicação, além de definir critérios para a seleção dos locais de aplicação, tais como a distância mínima do ponto de captação de água bruta empregada no abastecimento público.

A proposta de resolução deveria disciplinar a aplicação conjunta ou sequencial de diferentes agrotóxicos e exigir o monitoramento em todos os compartimentos do sistema (biótico e abiótico) dos resíduos dos agrotóxicos aplicados e seus subprodutos, anterior e posterior à aplicação. É conveniente justificar a classificação em diferentes tamanhos as áreas de aplicação (Art. 15º).

Deveria ser restrita à aplicação de agrotóxicos em corpos de água empregados no abastecimento público, em particular nos em conformidade à classe especial e classe 1, com base na resolução Conama 357/05. Além disso, é vital exigir a realização de testes de toxicidade com a biota do local de aplicação dos agrotóxicos, incluindo testes com organismos padrão. Chama ainda a atenção o fato de não deixar explícita a necessidade de estudos prévios sobre a biologia e ecologia da espécie considerada problema, subsidiando a tomada de decisão. O Art. 2º., inciso I, não tem clara redação, pois não explica como definir quais são e quem define as ações danosas dos seres vivos e quais são as "circunstâncias de ocorrência".

Além dos pontos apresentados acima também são questões relevantes a serem incorporadas na redação final da resolução⁶: avaliar o melhor momento para aplicação do agrotóxico e qual o estágio mais suscetível; qual a dose para a efetividade do controle; se a aplicação será em dose única ou não; qual o produto mais efetivo para determinada espécie (especificidade). Como o agrotóxico persiste após vários dias da aplicação, este fato demandará esforços em estudos que avaliem para cada local de aplicação os efeitos duradouros do agrotóxico para o ecossistema e sua biota aquática. O emprego indiscriminado dos agrotóxicos também poderá levar ao aparecimento de resistência, o que implicará na ampliação da concentração das doses e provavelmente redução no período de aplicações, com reflexo sobre o meio e nos usos múltiplos de lagos e reservatórios brasileiros. Assim, anterior à aplicação de determinado agrotóxico devem ser conduzidos extensos experimentos visando avaliar o potencial de intoxicação e/ou comprometimento de toda biota e para os usos do ecossistema, como abastecimento público e contato primário, por exemplo.

Considerações finais

Segundo a Constituição Federal do Brasil (Art. 225º)², “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”. Assim, este momento único de discussão e debate, ainda em aberto relativo à proposta de resolução, deveria avaliar a propriedade de empregar os tão contestados agrotóxicos no controle dos organismos aquáticos, mesmo aplicados às espécies invasoras. A proposta de resolução deveria ser suficientemente ampla para prioritariamente propor formas de manejo menos agressivas, e não unicamente disciplinar o uso de agrotóxicos. Também deveria ser mais restritiva no sentido de não incorporar todos os organismos aquáticos (fauna e flora). O mais conveniente é considerar grupos de organismos ou “espécies problemas” e propor formas específicas de manejo.

Antes de tudo, a proposta de resolução deveria incorporar o monitoramento e manejo da bacia hidrográfica como forma de minimizar o impacto das atividades humanas em dada massa de água, refletindo na redução/controle do intenso crescimento de qualquer organismo aquático. É fundamental conhecer e controlar os usos e ocupações da bacia hidrográfica, refletindo em ações que contribuam na melhoria da qualidade da água e na qualidade ecológica do ecossistema, e não unicamente nos balizarmos nos usos e necessidades humanas. Também não é adequado pontualmente solucionar um efeito secundário específico, como o crescimento excessivo de um organismo aquático, pelo uso de agrotóxico. O manejo com agrotóxico não deve ser incorporado como o principal ou único procedimento de manejo. Sua aplicação, se ocorrer, deve se dar em situações extremas, quando outros procedimentos menos agressivos já foram tentados e sem sucesso. É fundamental acompanhar e tomar decisões regularmente, e não permitir a infestação e só depois propor ações agressivas. Devido a muitas incertezas, o emprego de agrotóxicos em ambientes aquáticos

deveria ser a última opção como método de manejo⁵.

As considerações apresentadas acima sugerem que a aprovação da proposta de resolução como se encontra poderá ter sérias implicações na saúde de nossos mananciais e sua biota. O atual debate não deve ficar restrito, e sim incorporar sugestões de inúmeros especialistas que transitam em diferentes áreas do conhecimento subsidiando a construção de uma resolução mais sólida, prioritariamente garantindo a saúde do meio ambiente e da população, em particular a manutenção da qualidade de nossos mananciais para as próximas gerações.

Referências

- 1 - BARATA, G. Sugerindo uma nova definição para espécies invasoras. **Cienc. Cult.**, v. 61, n. 1, p. 46-47, 2009.
- 2 – CF. Constituição da República Federativa do Brasil, 1988. **Diário Oficial**, 05 out. 1988.
- 3 – CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. 4ª Reunião do Grupo Trabalho. 19 e 20 de março de 2009. Dispõe sobre a pesquisa, o registro, a comercialização e utilização de agrotóxicos em ambientes aquáticos, Versão Com Emendas. Disponível em: http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/E392D222/PropResolAgrotoxicosVStuja4Reuniao_20mar09.pdf. Acesso em: 31 mar. 2009.
- 4 – IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Vocabulário básico de recursos naturais e meio ambiente**. 2º ed. Rio de Janeiro, 2004.
- 5 - POMPEO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecol. Brás.**, v. 12, n. 3, p. 406-424, 2008.

Este texto foi escrito por Marcelo Pompêo e retirado na íntegra de “Correio da Cidadania”, de 13 de abril de 2009. Disponível em: < <http://www.correiocidadania.com.br/content/view/3156/9/>>.

À época, a Sociedade Brasileira de Limnologia, hoje Associação Brasileira de Limnologia, também demonstrou preocupação relativa à proposta de Resolução COMANA (BRASIL, 2009). As discussões que ocorreram no *XII Congresso Brasileiro de Limnologia*, realizado em Gramado (RS) no ano de 2009, suscitou na redação de uma moção enviada ao Diretor do CONAMA (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE LIMNOLOGIA, 2009), reproduzida no Quadro II.

Quadro II – Cópia da moção enviada ao Diretor do CONAMA pela Sociedade Brasileira de Limnologia referente à proposta de resolução que dispõe sobre a pesquisa, o registro, a comercialização e a utilização de agrotóxicos e afins em ambientes hídricos e dá outras providências, a Brasil (2009).

Moção
XII Congresso Brasileiro de Limnologia, Gramado, Rio Grande do Sul, 2009.
Sociedade Brasileira de Limnologia

Utilização de agrotóxicos para controle de macrófitas aquáticas

Entre os dias 10 e 13 de novembro de 2008, o IBAMA promoveu o "II Workshop - Controle de Plantas Aquáticas". Ao final do evento (14/11/2008), foi criado um Grupo de Trabalho no CONAMA para discussão da proposta de Resolução apresentada pelo DIQUA/IBAMA que "Dispõe sobre a pesquisa, o registro, a comercialização e a utilização de agrotóxicos em ambientes hídricos e dá outras providências".

Considerando:

- 1) A importância ecológica das macrófitas aquáticas para a estrutura e função dos ecossistemas aquáticos;
- 2) A carência de informações objetivas sobre a qualificação das situações que necessitem de intervenção direta para controle das macrófitas aquáticas;
- 3) A carência de informações ecológicas sobre o efeito da utilização dos agrotóxicos em ecossistemas aquáticos, sobretudo nos ambientes tropicais;
- 4) O comprometimento da qualidade dos recursos hídricos para os usos múltiplos e as implicações do uso de agrotóxicos para as condições sanitárias;
- 5) A existência de formas alternativas ao controle químico para o manejo de macrófitas aquáticas;
- 6) A falta de especificidade dos agrotóxicos discriminando espécies alvo;
- 7) O fato de agrotóxicos utilizados no ambiente terrestre já causarem atualmente problemas em vários ecossistemas

aquáticos brasileiros;

8) O fato de diversos países europeus terem banido a utilização de agrotóxicos em seus ecossistemas aquáticos; A Sociedade Brasileira de Limnologia, reunida no XII Congresso Brasileiro de Limnologia, realizado em Gramado-RS (23 a 27 de agosto de 2009) manifesta sua preocupação com o tema e, no contexto acima descrito, **se posiciona contrariamente*** ao uso de agrotóxicos em ecossistemas aquáticos para controle de macrófitas e consequente regulamentação.

Em adição, a Sociedade Brasileira de Limnologia solicita sua participação nas discussões futuras promovidas pelo CONAMA, IBAMA e MMA que venham a tratar do assunto.

Gramado-RS, 26 de agosto de 2009.

* Destaque da Sociedade Brasileira de Limnologia

No presente, a proposta de Resolução CONAMA, como apresentada pelo GT-Agrotóxico em 2009, está suspensa, mas, em seu lugar, em 16 de julho de 2015, foi publicada a Resolução CONAMA 467 (BRASIL, 2015). Esta Resolução disciplina as aplicações de agentes ou processos físicos, químicos ou biológicos para o controle do crescimento da fauna e flora na massa de água. Neste livro, no Capítulo 2, foi apresentada breve análise crítica acerca dessa resolução.

3.5 O COBRE

Na natureza, o cobre pode ser encontrado em vários sais minerais e complexos orgânicos, apresentando-se tanto na forma elementar como metálica (PEDROZO, 2003). De acordo com Pedrozo, o cobre na forma elementar é encontrado como sulfetos, arsenitos, cloretos e carbonatos. A combinação única das propriedades do cobre, tais como durabilidade, condutividade elétrica e térmica e maleabilidade, determina uma ampla gama de aplicações. O cobre é aplicado em ligas metálicas, na manufatura de fios e condutores, na galvanoplastia, na confecção de utensílios de cozinha, em tubulações residenciais e para linhas de serviço, na manufatura de moedas, na preparação de agrotóxicos e desinfetantes, em tintas anti-incrustantes, em baterias, eletrodos e como pigmento (GROSSI, 1993 apud PEDROZO, op cit.).

As várias formas solúveis de cobre presentes nas águas doces e salgadas são Cu^{2+} , $\text{Cu}(\text{HCO}_3)$ e $\text{Cu}(\text{OH})_2$, e, sob valores de pH e concentrações de carbonatos características de águas naturais, a maior parte do Cu(II) dissolvido acha-se preponderantemente na forma de complexos e não como íon cúprico livre (WHO, 1998 apud PEDROZO, 2003; BARCELOUX, 1999). Assim, somente uma parte do cobre está na forma livre como Cu^{+2} , já que grande parte está adsorvida a partículas em suspensão ou complexada com vários ligantes, principalmente hidróxidos e carbonatos. Entretanto, a maior parte do cobre está ligada a compostos orgânicos como os ácidos húmicos e fúlvicos (PEDROZO, op cit.). Segundo Turekian; Wedepohl (1961), os valores de *background* para folhelhos na crosta terrestre são da ordem de 45 mg de cobre por kg de peso seco.

Do grupo químico inorgânico, o sulfato de cobre é classificado como fungicida e bactericida e com classificação toxicológica Classe IV (Pouco Tóxico) (ANVISA, 2006, sem data, a). Com registro na ANVISA, o sulfato de cobre é considerado adequado para aplicação foliar de inúmeras culturas (ANVISA sem data, a), tais como abacate, abóbora, agrião, alface, alho, cebola, melão, morango, tomate, uva, entre outras. Já quanto à toxicidade humana, os agrotóxicos obedecem à seguinte classificação (SAVOY, 2011): a) classe I – extremamente tóxico; b) classe II – altamente tóxico; c) classe III – medianamente tóxico e d) classe IV – pouco tóxico.

A exposição crônica ao cobre pode levar a um espessamento e esverdeamento de pele, dentes e cabelo. Ao nível pulmonar, pode-se observar irritação das fossas nasais, úlceras e perfuração do septo, além de hepatotoxicidade (PEDROZO, 2003). Segundo Pedrozo, pode ocorrer redução da fertilidade em animais de laboratório e há evidências de carcinoma pulmonar em trabalhadores de fundição. Para os peixes, muito mais que para o homem, as doses elevadas de cobre são

extremamente nocivas (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2003). Assim, de acordo com esse autor, trutas, carpas, bagres, peixes vermelhos de aquários ornamentais e outros, morrem em dosagens de 0,5 mg/L. Os peixes morrem pela coagulação do muco das brânquias e consequente asfixia (ação oligodinâmica) (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, op cit.). Os microrganismos perecem em concentrações superiores a 1,0 mg/L. O cobre aplicado em sua forma de sulfato de cobre pentahidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), em dosagens de 0,5 mg/L, é considerado um poderoso algicida e muito utilizado no Brasil (MANCUSO, 1987; COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2007, 2008, 2009, 2011). O *Water Quality Criteria* indica a concentração de 1,0 mg/L de cobre como máxima permissível para águas reservadas para o abastecimento público.

Para adultos a dose emética do sulfato de cobre é de 0,25–0,5 g, expresso como Cu. A ingestão de bebidas ou comida que contém 25 mgCu/L pode levar a gastroenterite aguda. Para animais, doses superiores a 250 mgCu/kg/dia produzem necrose hepática (BARCELOUX, 1999).

Embora o cobre seja um elemento essencial para toda a biota, há referência de sua bioacumulação em alguns grupos de organismos. No entanto, parece não ocorrer biomagnificação do cobre na cadeia alimentar, não ocorrendo aumento de sua concentração nos níveis tróficos mais elevados (PEDROZO, op cit.). Na Tabela 7, pode ser observada a concentração tóxica de cobre para alguns organismos de água doce, extraído de Pedrozo; Lima (2001).

Tabela 7 – Concentrações de cobre para diferentes espécies de água doce, segundo o tipo de exposição e efeito.

Concentração ppm	Tempo de exposição Horas	Espécie	Efeito
0,056	-	<i>Daphnia magna</i>	inibição do crescimento
2,5	24	<i>Orconectes rusticus</i> adulto	morte em 15 dias
0,32 As Cu	48	<i>Ephemereella</i>	CL ₅₀
0,06 0 0,125	-	<i>Orconectes rusticus</i> imaturo	limite para toxicidade aguda
1,0	-	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Tolerado
0,81	120	<i>Nitzschia linearis</i>	CL ₅₀
0,02	96	<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	CL ₅₀
0,015	-	peixe	Tóxico
1,25	24	truta arco-íris	CT ₅₀
0,015	-	crustáceo / molusco / inseto	Tóxico
0,89	-	truta arco-íris	CT ₅₀
0,1 – 0,3	96	cianobactéria e clorofíceas	inibe o crescimento
0,1	24	larva de perca listrada	CL ₅₀
8,3	24	perca listrada	TLM
11,8	24	perca branca	TLM

CL₅₀ = concentração letal 50%; CT₅₀ = concentração tóxica 50%; TLM = limite tolerável médio (concentração do toxicante, na qual 50% dos microrganismos, geralmente aquáticos, sobrevivem). Fonte: OHM/TAD (2000) e WHO (1998), apud Pedrozo; Lima (2001).

3.6 O SULFATO DE COBRE E O ALGICIDA

O sulfato de cobre foi empregado pela primeira vez como algicida pelos americanos Moore e Lellerman, em 1904 (MANCUSO, 1987), e rapidamente adotado para o controle de algas. Em Mancuso (op cit.), Raman; Cook (1988) e Watson; Yanong (1989) são apresentados critérios para calcular as dosagens para as aplicações do sulfato de cobre, bem como também sugerem cuidados na sua aplicação. Além disso, esses autores discorrem sobre os inúmeros problemas potenciais decorrentes da aplicação do sulfato de cobre que podem influenciar na qualidade da água, da biota e na vida do homem.

Um preparado à base de sulfato de cobre e cal, como na calda bordalesa (CARRARO, 1997), é um dos agrotóxicos mais amplamente utilizados na agricultura no Brasil e para o controle de organismos aquáticos, particularmente o fitoplâncton (MANCUSO, 1987; CALEFFI, 2000; COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2008, 2009, 2011)

(Figura 9, 10), mas há referência do seu emprego no controle do mexilhão-dourado, o *Limnoperna fortunei*, em sistemas de tratamento de água em Porto Alegre (RS, Brasil) (COLARES et al., 2002) e no controle de macrófitas aquáticas (Tabela 6). Tanto o sulfato de cobre como a calda bordolesa são facilmente encontrados para venda em sites no Brasil; inclusive a calda bordolesa pronta é vendida como inseticida caseiro em pequenos frascos em spray, de 500 ml.



Figura 9 – Embarcação aplicando o algicida sulfato de cobre no reservatório Guarapiranga (SP).



Figura 10 – Estoque de sulfato de cobre para aplicação no reservatório Paiva Castro (Mairiporã, SP). Foto: Marcelo Pompêo.

Referentes aos anos de 2005 a 2008, nos relatórios de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo, produzidos pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/publicacoes.asp>), há inúmeras observações relacionadas ao sulfato de cobre, particularmente para os reservatórios com constantes aplicações desse algicida, tais como os reservatórios Rio Grande (Complexo Billings), Guarapiranga e Jundiaí (Tabela 8). Como o sulfato de cobre tem ação bactericida, nesses relatórios de qualidade das águas interiores,

também há sugestão de que o sulfato de cobre interfere positivamente nos valores de coliformes determinados. Além do mais, sua ação algicida, como é de se esperar, não permite que os teores de clorofila determinados sejam compatíveis com os teores de fósforo presentes, sendo, portanto, muitas vezes subestimados (POMPÊO et al., 2015). De acordo com a COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (2009), os reservatórios Jundiá, Guarapiranga e Rio Grande têm apresentado elevados teores de cobre na água, por conta do uso do algicida sulfato de cobre no controle de algas. Mas mesmo com ampla utilização do controle químico com sulfato de cobre, a COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (op cit.) relata aumento da densidade de organismos da comunidade fitoplanctônica nos reservatórios Guarapiranga e Jundiá. Complementam que, assim como no reservatório Billings (braço Taquacetuba), o número de células de cianobactérias permaneceu elevado nos reservatórios Rio Grande e Guarapiranga. Ainda, relatam que as concentrações de cobre nos sedimentos do reservatório Rio Grande, próximo à zona de barragem e da captação de água bruta, na estação de coleta RGDE 02900, permaneceram significativamente elevadas, cerca de 16 vezes superior a PEL (*Probable Effect Levels*, CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 2003), como também observado por Mariani (2010), Mariani; Pompêo (2008) nesse braço e por Pompêo et al. (2013) (Figura 11), no sedimento do reservatório Guarapiranga. O aumento da densidade de cianobactérias, como observado nos reservatórios Guarapiranga e Jundiá (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, op cit.), particularmente onde há maior acúmulo de cobre, segundo Beghelli et al. (2015), sugere adaptação da comunidade ao algicida, como comentado por Mancuso (1987) e Raman; Cook (1988). Além disso, no reservatório Guarapiranga, Beghelli et al. (op cit.) também observaram que espécies zooplanctônicas não alvo foram afetadas pelo algicida, como também sugerido por Caleffi (2000), bem como a estrutura da própria comunidade com possibilidade de efeitos em cascata sobre os organismos que habitam o reservatório.

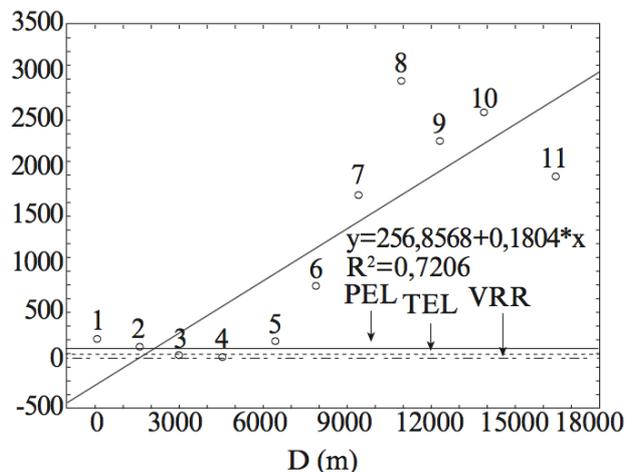


Figura 11 – Concentrações de Cu no sedimento de 11 pontos de coleta no reservatório Guarapiranga em 05 de outubro de 2006. PEL: *Probable Effect Level* (efeito provável); VRR: valores de referência regionais; TEL: *Threshold Effect Level* (efeito limiar); D: distância em relação ao ponto de origem (ponto 1). Segundo Pompêo et al. (2013).

Visando controlar o crescimento de organismos fitoplanctônicos, no ano de 2008 (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2009), foi aplicada cerca de 350 toneladas de sulfato de cobre no reservatório Guarapiranga, mas, no mês de dezembro, a aplicação atingiu a marca de 70 toneladas (Tabela 8). No braço Rio Grande (Complexo Billings), nos meses de janeiro, março, abril e novembro, os valores de sulfato de cobre aplicados ficaram em torno de 50 toneladas em 2004, enquanto que em 2005 ficaram abaixo de 20 toneladas

(COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2006). De acordo com a CETESB, para a reservatório Guarapiranga a aplicação de sulfato de cobre variou mensalmente entre 8 (setembro) e 49 toneladas (novembro) em 2005, valores considerados semelhantes aos aplicados em 2004. Para os anos de 2006 e 2007, foram significativas as aplicações no Rio Grande e Guarapiranga (Tabela 8). Mais recentemente no reservatório Paiva Castro, no município de Mairiporã, as aplicações ocorrem principalmente no verão, já refletidos nos teores de cobre do sedimento mais superficial do reservatório (CARDOSO-SILVA et al., 2016) (Figura 12).

Tabela 8 – Aplicação anual de sulfato de cobre nos reservatórios Jundiá, Guarapiranga e Billings (braço Rio Grande) nos anos de 2006, 2007 e 2008 e mês (entre parênteses) com pico de aplicação no ano de referência. Modificado de Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2007, 2008 e 2009). Dados fornecidos pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP).

Reservatório	Ano de aplicação (*) Toneladas				total
	2005	2006	2007	2008	
Jundiá		< 20	42		62
Guarapiranga	49	350	440	350	1189
Rio Grande		150	360		510
Total					1761
Jundiá		5 (outubro)	16 (dezembro)		
Guarapiranga	49 (novembro)	> 60 (janeiro)	76 (setembro)	70 (dezembro)	
Rio Grande		44 (março)	62 (agosto)		

(*) valores estimados, retirados de gráficos.

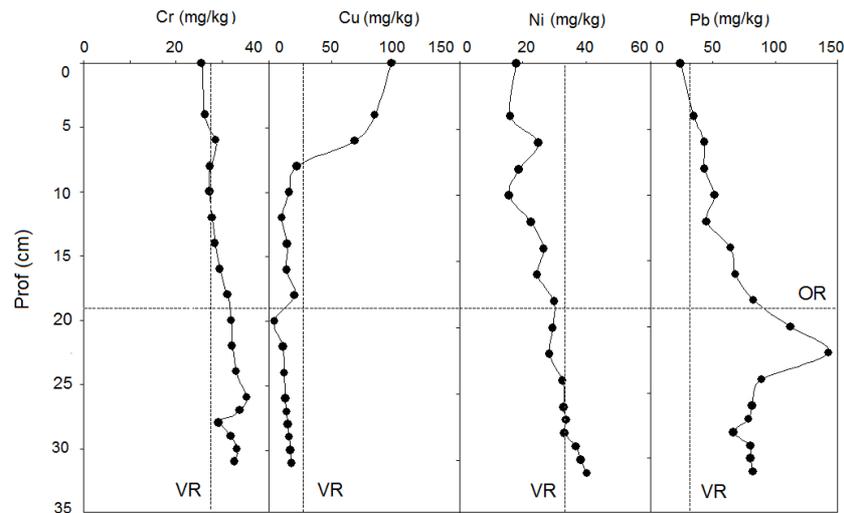


Figura 12 – Perfis verticais das concentrações de cromo, cobre, níquel e chumbo no sedimento do reservatório Paiva Castro, Mairiporã, SP, na zona da barragem. A linha OR indica o início da operação do reservatório. VR – Valores de Referência Regional. Modificado de Cardoso-Silva et al. (2016).

Há experiência na aplicação de sulfato de cobre também para o controle do fitoplâncton no lago Paranoá (Distrito Federal, Brasil) (PADOVESI-FONSECA & PHILOMENO, 2004).

Em 1990, houve um surto de gastroenterite, que foi associado à presença da alga *Anabaena solitaria* no reservatório Guarapiranga (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 1992 apud ROCHA et al, sem data). Todavia, como citado em Rocha et al. (sem data), os constantes transtornos no tratamento das águas do Guarapiranga ocasionados pela presença das algas já vinham ocorrendo desde o final dos anos 1970, tornando-se recorrentes a partir de 1992, exigindo crescente aplicação de sulfato de cobre para o controle das algas. Por causa disso, ocorreu grande incremento nos valores de sulfato de cobre aplicados no reservatório, passando de

1,5 toneladas em 1981 para 123,0 toneladas em 1982; de 63,0 em 1983 (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 1983 apud ROCHA et al., sem data) para 440 toneladas em 2007 (Tabela 8). Segundo Rocha et al. (sem data), em agosto de 1993, para o controle de algas cianofíceas, a SABESP passa a utilizar também peróxido de hidrogênio.

Mancuso (1987) comenta que a forma mais eficiente da aplicação do sulfato de cobre se dá por meio do produto em solução, aspergida por barco na região de interesse, como até hoje praticado nos reservatórios Billings (braço Rio Grande) e Guarapiranga, por exemplo (Figura 9). No entanto, comenta que em 1979 a aplicação de sulfato de cobre foi efetuada com emprego de helicóptero. Na época, a SABESP pulverizou a solução de sulfato contido em um depósito de 1 m³ dotado de ventoinha, acionada por um motor a gasolina. Esse equipamento foi içado por um helicóptero e o algicida aplicado em toda superfície do reservatório, numa operação que demorou 20 horas, obtendo-se no final da operação um residual de 0,3 g em cobre. O autor também informa que, nesse caso de aplicação de sulfato, não foi observada mortalidade de peixes.

O uso de sulfato de cobre para o controle do crescimento fitoplâncton causa ruptura da célula algal e a liberação de metabólitos para a água, incluindo cianotoxinas. Nesse caso, o impacto econômico aumenta, devido à necessidade de um tratamento posterior da água empregada no abastecimento público para a eliminação das substâncias dissolvidas, tal como o emprego do carvão ativado. Mas o próprio elemento cobre, presente no sulfato de cobre, pode se tornar um problema ao ambiente, com seu acúmulo na biota e no sedimento (INTERGOVERNMENTAL OCEANOGRAPHIC COMMISSION, 2003; MARIANI, 2010; MARIANI; POMPÊO, 2008; CARDOSO-SILVA, 2013; POMPÊO et al., 2013; CARDOSO-SILVA et al., 2016). Dessa forma, o Art. 19 da Portaria nº 518, do Ministério da Saúde (BRASIL, 2005), nos seus parágrafos 1º e 2º estabelecia: § 1º - O monitoramento de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, deve obedecer à frequência mensal, quando o número de cianobactérias não exceder 10.000 células/ml (ou 1mm³/L de biovolume), e semanal, quando o número de cianobactérias exceder este valor; § 2º - É vedado o uso de algicidas para o controle do crescimento de cianobactérias ou qualquer intervenção no manancial que provoque a lise celular desses microrganismos, quando a densidade das cianobactérias exceder 20.000 células/ml (ou 2 mm³/L de biovolume), sob pena de comprometimento da avaliação de riscos à saúde associados às cianotoxinas.

No presente, a Portaria nº 518, foi substituída pela Portaria nº 2.914/2011 (BRASIL, 2011), que discorre que o monitoramento de cianobactérias no manancial de abastecimento deve obedecer à frequência mensal quando o número de cianobactérias não exceder 10.000 células/ml; e semanal quando o número de cianobactérias exceder tal valor; complementada pela redação no Capítulo VI (§ 4º): quando a densidade de cianobactérias exceder 20.000 células/ml, deve-se realizar análise de cianotoxinas na água do manancial, no ponto de captação, com frequência semanal; relativo à aplicação de algicidas no Cap. VI temos (§ 6º): em função dos riscos à saúde associados às cianotoxinas, é vedado o uso de algicidas para o controle do crescimento de microalgas e cianobactérias no manancial de abastecimento ou qualquer intervenção que provoque a lise das células; (§ 7º): as autoridades ambientais e de recursos hídricos definirão a regulamentação das exceções sobre o uso de algicidas nos cursos d'água superficiais. Com a aprovação da CONAMA 467 (BRASIL, 2015), no presente há segurança jurídica respaldando as aplicações rotineiras de sulfato de cobre e de peróxido de hidrogênio.

A toxicidade do cobre geralmente decresce com o aumento da dureza da água, provavelmente pela competição entre cálcio e cobre pelos sítios de absorção em superfícies biológicas. Assim, quanto maior a concentração de cálcio menor a adsorção de cobre (WHO, 1998 apud PEDROZO, 2003). No meio aquático, o sedimento é um dos principais reservatórios de cobre e sua biodisponibilidade é influenciada por diferentes fatores, destacando aqui a presença e concentração da matéria orgânica e o sulfeto presentes no sedimento (BARCELOUX, 1999; CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 1999; MARIANI, 2010; CARDOSO-SILVA, 2013; MARIANI; POMPÊO, 2008; POMPÊO et al., 2013). Assim, em situações de maior disponibilidade de matéria orgânica, associado à concentração de metais total menor do que a concentração de sulfetos ácidos voláteis (SVA) espera-se menor potencial de

toxicidade dos metais presentes no sedimento, como sugerido nos reservatórios Billings (braço Rio Grande) e Guarapiranga (MARIANI, op cit., MARIANI; POMPÊO, op cit.; POMPÊO et al., op cit.). Para os reservatórios Rio Grande, Guarapiranga e Paiva Castro, Silva (2013a) observou toxicidade potencial maior no sedimento do que na coluna de água desses reservatórios, sendo o braço Rio Grande potencialmente mais tóxico, seguido da Guarapiranga e por último o Paiva Castro, este considerado de melhor qualidade, quando comparado com os demais.

3.7 CONSIDERAÇÕES SOBRE AS APLICAÇÕES DE SULFATO DE COBRE NA GUARAPIRANGA

Relativo aos valores de sulfato de cobre aplicados nos reservatórios, apresentados na Tabela 8, cabem outras considerações.

Baseado no custo de 1 kg de sulfato de cobre, da ordem de R\$ 11,60 (COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - Pregão 2011), considerando somente os anos de 2005 a 2008 para os reservatórios de Jundiaí, Guarapiranga e Taiaçupeba (Tabela 8), para as 1761 toneladas empregadas é possível calcular em R\$ 20,43 milhões o recurso financeiro empregado na compra e no transporte do sulfato de cobre, o equivalente a cerca de 5,6 milhões de dólares americanos (cotação de 13/05/16: 3,650 reais por dólar).

Relativo apenas ao reservatório Guarapiranga, particularmente também é possível calcular o estoque de cobre presente no sedimento superficial do reservatório. Leal (2017) desenvolveu trabalho de mestrado (USP/IB, PPG em Ecologia) sob minha orientação geral, estudando o sedimento superficial do reservatório Guarapiranga, em particular os teores de cobre. Para tanto, em 2015 Leal amostrou 80 pontos do sedimento superficial, distribuídos ao longo de todo reservatório. A partir do teor médio de cobre no sedimento superficial planar do reservatório Guarapiranga, determinado nesse trabalho por método geoestatístico, calculado em 1,11 gCu/kg de sedimento seco, foi possível estimar em 1159 ton a quantidade de cobre presente nos primeiros centímetros do sedimento, representando 11 anos de deposição. Contudo, como são cerca de 43 anos de aplicações de sulfato de cobre no reservatório Guarapiranga (CALEFFI, 2000), com base no valor médio, pode-se estimar em 4530 ton do elemento cobre, o que representa cerca de 17.794 ton de sulfato de cobre pentahidratado aplicados no reservatório nesse período.

Deste modo, é possível calcular em cerca de R\$ 200 milhões os recursos financeiros empregados unicamente na compra e transporte do sulfato durante nesses 43 anos de aplicações. Vale reforçar que estes valores não consideram os custos operacionais de armazenagem e da própria aplicação no reservatório (mão de obra, combustível, etc.), sugerindo que o custo total relativo a todo manejo é muito superior. Estimando estes outros custos, como o cobre aplicado na compra e transporte, resulta-se em aproximadamente R\$ 400 milhões os valores empregados em todo processo de sulfatação.

Além do sulfato de cobre, na atualidade também são aplicadas significativas quantidades de peróxido de hidrogênio 50% como algicida (Figura 13) nos reservatórios sob gerenciamento da SABESP. Apenas em 2008, foram aplicadas 620 toneladas de peróxido de hidrogênio no reservatório Guarapiranga, contra aproximadamente 350 toneladas de sulfato de cobre (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2009). Da mesma forma que para a Guarapiranga, para os reservatórios Rio Grande e Taiaçupeba, os valores de peróxido de hidrogênio aplicados também são muito mais expressivos do que os de sulfato de cobre aplicados.

Deste modo, os custos financeiros decorrentes do controle do crescimento fitoplanctônico no reservatório Guarapiranga não podem ficar restritos unicamente ao sulfato de cobre, já que também são aplicadas substanciais quantidades de peróxido de hidrogênio 50 %, particularmente após 1993 (ROCHA et al., sem data). Para o exercício de cálculo, tomando como base de consumo os valores levantados por COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (2009 e 2011), considerou-se como consumo médio anual de 641,48 toneladas de peróxido de hidrogênio para o reservatório Guarapiranga. Com base nos valores levantados, segundo a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (2015), para fornecimento de peróxido de hidrogênio

líquido a granel para tratamento de água (compra, transporte e descarga), da ordem de R\$ 0,96 por quilograma de peróxido, obteve-se um custo total de R\$ 14.163.836,50 nos últimos 23 anos de aplicações. Da mesma forma que para o sulfato de cobre pentahidratado, estimou-se o custo da aplicação do peróxido de hidrogênio como o dobro do aplicado na compra e transporte, representando um total em torno de R\$ 28 milhões os valores empregados em todo processo de compra, transporte e aplicação do peróxido. Somando-se os custos totais de compra, transporte, descarga e aplicação de ambos os algicidas (peróxido de hidrogênio 50% e sulfato de cobre pentahidratado) gastos nos últimos 43 anos de manejo de algas no reservatório Guarapiranga, estima-se um valor de R\$ 428 milhões o desembolso financeiro durante todo o período de aplicação dos algicidas.

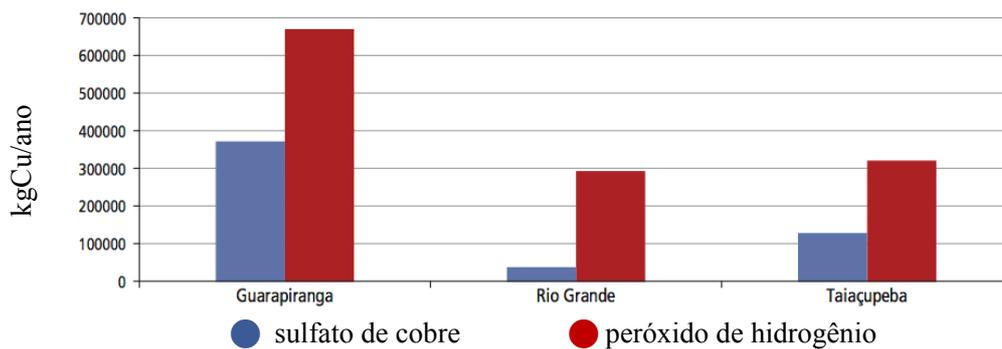


Figura 13 – Algicidas sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio aplicados nos reservatórios Guarapiranga, Rio Grande e Taiapuêba em 2011 (dados fornecidos pela SABESP), modificado de Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2011).

Os expressivos recursos financeiros empregados no controle algal e suas consequências negativas na qualidade da água e do sedimento no reservatório Guarapiranga, sugerem ser mais adequado construir a rede coletora e a própria estação de tratamento do esgoto doméstico, conforme apresentado a seguir.

Para estimar os custos de instalação, operação e de manutenção de uma ETE no Brasil são levados em consideração os custos da compra do terreno, da construção da rede coletora, da própria construção da ETE, além do pessoal, encargos sociais mais benefícios, energia elétrica, serviços, materiais de tratamento, água, rateio de custo de pessoal de apoio e materiais (SAMPAIO; GONÇALVES, 1999; LIMA, 2011; PACHECO, 2011). Segundo esses autores, os custos são muito variados, na dependência do tipo de solo, da própria estrutura da ETE e do sistema de tratamento empregado, entre outros aspectos, mas neste exercício, serão estimados os recursos financeiros necessários para a instalação de uma ETE para coletar e tratar todo esgoto doméstico atualmente lançado *in natura* no reservatório Guarapiranga, relativo a uma população estimada em 800.000 habitantes (WHATELY; CUNHA, 2006).

Os custos operacionais da ETE de Barueri são estimados em R\$ 953.504,00 por mês (SAMPAIO; GONÇALVES, 1999). Considerando que hoje opera com 8.177 L/s e atende 4,4 milhões de habitantes (COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO, <http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=56>), é possível calcular em R\$ 0,2167 por habitante por mês o custo de operação e de manutenção de uma ETE similar. Deste modo, a operação e manutenção de uma ETE na Guarapiranga, atendendo a uma população de cerca de 800.000 habitantes (WHATELY; CUNHA, 2006), teria um custo mensal de R\$ 173.000,00, que por 43 anos de operação representaria um investimento de quase R\$ 90 milhões (i).

A instalação de coletores-tronco, interceptores e a ligação das casas a eles tem um custo também muito variável na dependência das distâncias percorridas, da tecnologia empregada, do tipo de solo, entre outras questões (<http://infraestruturaurbana.pini.com.br/solucoes->

[tecnicas/3/artigo215121-2.aspx](#)). Considerando que o custo de uma ligação é de R\$ 280,00, que o custo linear por metro da rede coletora é de R\$ 280,00 (AGÊNCIA INTERMUNICIPAL DE REGULACÃO, sem data), para 200.000 ligações (uma residência tem 4 habitantes) e em 20 km de rede coletora, o custo final total sairá por volta de R\$ 60 milhões (ii).

Baseado nos valores apresentados no Quadro 3.12 (pg. 55), anotado em Pacheco (2011), considerando em R\$ 200,00 por habitante o custo de implantação de uma ETE, é possível calcular em R\$ 160 milhões (iii) o valor necessário para colocar em operação uma ETE na Guarapiranga.

Já o custo da compra de um terreno para a construção da ETE no entorno da Guarapiranga também é muito variável. A consulta on-line a diversas imobiliárias que comercializam terreno na região sugere não menos de R\$ 10 milhões (iv) para um terreno de 50.000 a 100.000 m².

Somando-se todos os custos apresentados acima (i, ii, iii e iv), para um período de 43 anos é possível estimar em aproximadamente R\$ 320 milhões os recursos necessários para a instalar e operar uma ETE na Guarapiranga. Mas considerando imprevistos e outros gastos não contabilizados para a coleta e tratamento de 100% do esgoto gerado por 1.000.000 de habitantes na região, é razoável estimar a aplicação de R\$ 400 milhões. Deste modo, os expressivos recursos financeiros já disponibilizados nos últimos 43 anos decorrentes do controle do crescimento fitoplanctônico por meio de algicidas na Guarapiranga estão próximos desse montante. Considerando perdas financeiras devido aos inúmeros serviços ecossistêmicos não aproveitados, decorrentes do intenso crescimento fitoplanctônico e de macrófitas aquáticas e dos expressivos teores de cobre no sedimento, somados aos recursos para remediá-los, passa a ser economicamente viável e ambientalmente saudável coletar e tratar todo esgoto gerado. Esta posição fica mais consolidada devido à necessidade de incontáveis novas aplicações de algicidas a seguir ocorrendo por anos a fio em decorrência da atual falta da ETE. A estratégia de trocar a instalação e operação de uma ETE pela aplicação de algicidas só se justifica se as aplicações ocorrerem de forma estritamente eventual, com pouquíssimas ou raras ocorrências anuais, do contrário a meta a ser alcançada deveria ser o descarte zero (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2015) com 100% do esgoto coletado e eficientemente tratado.

Os recursos financeiros empregados para o controle algal também foram disponibilizados ao longo de mais de 40 anos de aplicações. Já os recursos financeiros para a construção da rede coletora e da própria ETE compatível com a quantidade e qualidade do esgoto a tratar deveriam ser disponibilizados em um tempo muito menor, provavelmente em uns cinco anos. Neste sentido, considerando unicamente o aspecto financeiro, a aplicação do sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio torna-se um interessante investimento financeiro para os gestores do reservatório, pois a água bruta após tratamento com algicidas também terá menores teores de sólidos em suspensão, reduzindo os custos do tratamento da água bruta empregada para o abastecimento público. No entanto, a aplicação regular e contínua particularmente de sulfato não pode ser considerada sólido procedimento de manejo com sustentabilidade. O cobre aplicado tem a potencialidade de tornar tóxico o sedimento, comprometendo a biota e os usos do sistema (MANCUSO 1987; RAMAN; COOK, 1988; WATSON; YANONG, 1989; CALEFFI, 2000; MARIANI; POMPÊO, 2008; POMPÊO et al., 2013; SILVA, 2013a), já comentado, além de serem necessárias contínuas aplicações em função dos recorrentes *blooms* de algas, num sem fim de crescimento e controle.

3.8 TOXICIDADE POTENCIAL DO COBRE NO SEDIMENTO DO RESERVATÓRIO GUARAPIRANGA

Para se ter ideia da extensão do comprometimento do sedimento do reservatório Guarapiranga decorrente da aplicação do sulfato de cobre, ainda segundo Philipe Riskalla Leal (LEAL, 2015), mais de 36% da área planar do sedimento apresenta-se com concentrações potencialmente tóxicas à biota, acima de PEL (*Probable Effect Level* - CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 2003), a região de coloração abóbora, descrita como *bad* na Figura 13. Já 43% se apresentam mais comprometida ainda, com teores de cobre 10 vezes acima do valor de PEL, representado como toda região de coloração vermelha, descrita como *very bad* (Figura 14).

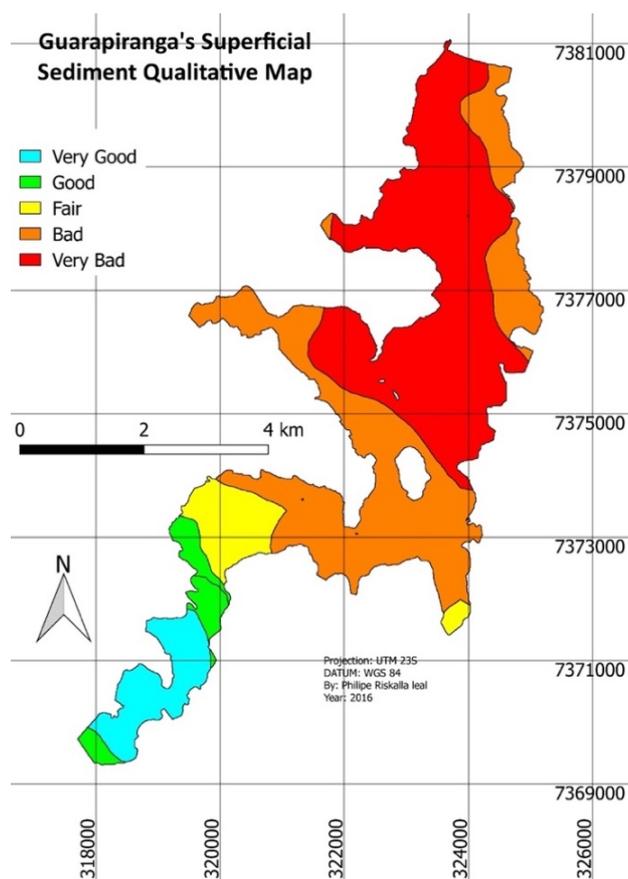


Figura 14 – Mapa qualitativo do sedimento superficial do reservatório Guarapiranga, com base nos teores de cobre no sedimento. Segundo Philippe Riskalla Leal, mestrando no PPG em Ecologia (USP/IB), dados não publicados.

Legenda:

- Muito Bom** = para concentrações de cobre iguais ou inferiores ao Valor de Referência Regional (VRR), segundo Nascimento (2003);
- Bom** = para concentrações de cobre entre o VRR e o ISQG (*Interim Sediment Quality Guidelines* - CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 2003);
- Regular** = para concentrações de cobre entre ISQG e PEL (*Probable Effect Level* - CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 2003);
- Ruim** = para concentrações de cobre entre PEL e 10 vezes o valor de PEL;
- Muito Ruim** = para concentrações de cobre iguais ou superiores a 10 vezes o valor de PEL.

Em reunião do Comitê Técnico de Assessoramento para Agrotóxicos (CTA) (<http://portal.anvisa.gov.br/wps/wcm/connect/a940e700417dec538d90ef22d1e56fc9/8%C2%B0+Reuni%C3%A3o+Ordin%C3%A1ria+04-09-2013.pdf?MOD=AJPERES>), ocorrida em 4 de setembro de 2013, foi apreciada a solicitação de registro *emergencial*⁽⁴⁾ de algicidas em ambientes hídricos, para o tratamento pré-captação de águas para o abastecimento público. Isto significa autorização para aplicações *emergenciais*⁽⁴⁾ na água bruta, diretamente no reservatório. Segundo a memória da 8ª Reunião Ordinária do CTA, ficou definido que o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), órgão vinculado ao Ministério do Meio Ambiente, elaboraria parecer a ser apresentado na próxima reunião. Pouco mais de um mês depois, em Instrução Normativa nº 18, datada de 30 de outubro de 2013 (<http://portal.datalegis.inf.br/action/ActionDatalegis.php?acao=detalharAtosArvorePortal&tipo=INM&numeroAto=00000018&seqAto=000&valorAno=2013&orgao=IBAMA/MMA>), “considerando que o CTA manifestou-se favorável à concessão de registro pelo IBAMA, como órgão federal

⁴ Destaque nosso.

competente, a agrotóxicos a base dos ingredientes ativos sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio, para uso emergencial no controle de determinadas espécies de algas em mananciais de abastecimento público de água na Região Metropolitana de São Paulo - SP, em atendimento a solicitação efetuada pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP e pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, resolve: Art.1º. Estabelecer que os interessados na obtenção de registro de agrotóxicos a base de sulfato de cobre ou de peróxido de hidrogênio, para comercialização para fins de uso pela SABESP, em caráter emergencial, que atendam às finalidades e condições de uso definidas no Anexo desta Instrução Normativa, devem apresentar requerimento ao IBAMA, acompanhado dos itens listados no Anexo III e do Termo de Compromisso, conforme modelo definido no Anexo IV, a ...”.

Emergência, como definido no dicionário Houaiss (<http://houaiss.uol.com.br/>), significa situação grave, perigosa, momento crítico ou fortuito. No entanto, como fartamente comentado neste trabalho e conhecido por todos, particularmente para o braço Rio Grande (Complexo Billings) e o reservatório Guarapiranga, não é possível considerar as aplicações de sulfato de cobre como emergenciais, pois elas ocorrem de modo regular e contínuo há mais de 40 anos, como a principal forma de controlar o crescimento algal. Desta maneira, as discussões apresentadas não são inteiramente pertinentes, já que pelo menos para esses dois reservatórios as solicitações de autorização podem ser consideradas autorizações prévias para uso quase que diário e por tempo indeterminado, o que eventualmente será estendido para toda massa de água brasileira, particularmente após a publicação da CONAMA 467 (BRASIL 2015), como já ressaltado (Capítulo 2). Conclui-se que a própria publicação da Resolução CONAMA 467 (BRASIL, op cit.) também foi corroborada pelas solicitações conjuntas da SABESP e da CETESB. Ao menos para esses dois reservatórios a normativa que disciplina o uso dos algicidas deveria considerar essa situação de excepcionalidade na aplicação praticamente diária. Portanto, o mais adequado seria solicitar novos condicionantes na tentativa de inibir a continuidade quase *ad infinitum* do controle fitoplanctônico por meio desses algicidas, particularmente quando há toxicidade potencial de grande parcela do sedimento superficial, como sugerido pelos trabalhos de Mariani; Pompêo (2008), Pompêo et al. (2013) e pelo trabalho em execução por Philipe Riskalla Leal, corroborado por testes de toxicidade (SILVA, 2013a).

Há exemplos no Brasil que mesmo em ambientes altamente manejados com sulfato de cobre ocorrem intensas e recorrentes florações de macrófitas aquáticas, como observado no reservatório Guarapiranga ou mesmo no braço Rio Grande (Complexo Billings) (ANDRADE, 2009). Segundo Andrade, em 2004, no reservatório Billings, em particular no braço Rio Grande, a macrófita aquática livre flutuante *Salvinia* apresentou intenso crescimento, com pico em setembro, quando a cobertura do espelho de água atingiu 150.000 m². Já no reservatório Guarapiranga, o problema de intenso crescimento foi observado no período de março a abril de 2005, com grande aumento da macrófita aquática emersa *Polygonum ferrugineum*, representando um volume removido aproximado de 2250 m³. Novo evento de intenso crescimento de macrófitas aquáticas ocorreu em 2007 no reservatório Guarapiranga, desta vez com *Pistia stratiotes* e *Salvinia* spp (ANDRADE, op cit.). Outros detalhes são apresentados no Capítulo 4 (*Algumas experiências no controle do crescimento de macrófitas aquáticas no Brasil*).

Diante desses dados, é possível dizer que o eventual uso de sulfato de cobre pode ser considerado, mas unicamente em situações inesperadas de intenso crescimento, emergenciais e com uso esporádico, principalmente quando da impossibilidade ou insucesso na aplicação de outros meios de controle. Sua aplicação deve ser posta em prática somente após avaliação de custo/benefício, principalmente avaliando a manutenção dos bons potenciais ecológico e químico do reservatório (EUROPEAN COMMISSION, 2000; HENRIQUES et al., 2000; PIO et al., 2000, PIO; HENRIQUES, 2000; INSTITUTO DA ÁGUA, 2006; MOSS, 2008; CARDOSO-SILVA et al., 2013).

A continuidade dos *blooms* de algas e eventualmente de macrófitas aquáticas; a aplicação quase diária de algicidas, particularmente o sulfato de cobre; as grandes quantidades aplicadas; o significativo aporte financeiro necessário para o controle algal; a significativa área do sedimento

com elevadas concentrações de cobre; a expressiva toxicidade potencial relativa ao cobre depositado; a possibilidade de interferir nos demais usos do sistema; o comprometimento potencial da biota não alvo; a falta de coleta e tratamento dos esgotos lançados *in natura* no reservatório Guarapiranga e o prejuízo aos demais serviços ecossistêmicos já são questões mais do que suficientes para por em cheque a eficiência e a propriedade da continuidade da política de emprego de algicidas à base de sulfato de cobre como a principal forma de controlar o crescimento das algas no Brasil, e agora formalmente consolidado com a publicação da CONAMA 467 (BRASIL, 2015).

Como apresentado no prefácio do livro *Ecologia de reservatórios e interfaces* (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2015), quando estamos doentes, vamos ao médico que, dependendo da necessidade, receita-nos remédios para suavizar os sintomas da doença, como febres e dores de cabeça, entre outros. Mas, ao mesmo tempo, queremos tratamento para a cura efetiva do problema que causou essa febre e as dores de cabeça, não nos confortando em apenas contê-los. Também não queremos eternamente tomar remédios para conter esses efeitos colaterais da doença sem atacar o problema central, a doença em si. Dessa forma, segundo Pompêo e Moschini-Carlos (op cit.), o médico deverá atuar ao menos em duas frentes, uma mais imediata, oferecendo melhor qualidade de vida durante todo processo de tratamento, por meio da aplicação de remédios, fisioterapias, entre outros meios, e, na outra ponta, deverá sanar em definitivo o problema primário que causa os inúmeros transtornos ao paciente, mesmo que por meio de intensa intervenção, como, por exemplo, procedimentos cirúrgicos. Portanto, nessa relação médico/paciente, busca-se a melhor alternativa para a solução momentânea e a definitiva.

Como apontado por Pompêo; Moschini-Carlos (2015), porque o mesmo não acontece com os problemas relacionados ao meio ambiente? Qual a justificativa para as aplicações de algicida seguirem por mais de quarenta anos para conter o crescimento de algas potencialmente tóxicas, as cianobactérias, como empregado em inúmeros reservatórios brasileiros? O melhor e mais indicado pelo “médico ambiental” provavelmente seria uma aplicação esporádica e emergencial de algicidas (tal como empregado nas dores de cabeça, com o uso de analgésicos), na tentativa de conter o crescimento explosivo e, conjuntamente, optaria por estancar por completo a entrada de nutrientes, implicando na coleta de 100% dos esgotos gerados (descarte zero), posteriormente tratados em sólidas e eficientes estações de tratamento dos esgotos. Este último procedimento reduziria o estoque de nutrientes que entra de forma pontual no reservatório e as consequências do processo de eutrofização, como os intensos crescimentos das cianobactérias e macrófitas aquáticas. Pompêo & Moschini-Carlos (op cit.) seguem afirmando que o controle no uso e ocupação dos espaços auxiliaria a reduzir as entradas difusas e, em conjunto com o tratamento das fontes pontuais, auxiliariam na substancial redução das cargas de nitrogênio e fósforo que entram no sistema. Assim, um efeito imediato seria sentido com a aplicação do algicida, se necessário, e, com a coleta e tratamento dos esgotos e o controle nos usos e ocupações dos espaços, um efeito seguro, duradouro e autossustentado seria alcançado. Ainda como efeito colateral secundário, os autores apontam que a coleta e o tratamento dos efluentes domésticos e industriais, afastados do contato direto da população local, trariam melhor qualidade de vida à população reduzindo a prevalência de doenças de veiculação hídrica. Como apontado pelos autores, qualquer dentista consideraria adequado por mais de 40 anos aplicar anestésico para não sentir dor de dente? Ou o mais conveniente seria rapidamente retirar a polpa do dente, mediante tratamento no canal, sanando de vez a dor? No entanto, essas sugestões apresentadas por Pompêo & Moschini-Carlos (op cit.) pressupõe um poder público que tem como lucro de seu trabalho não a economia financeira ou o aporte financeiro aos inúmeros interessados, mas sim a qualidade dos serviços prestados ao cidadão, pela qualidade do reservatório num amplo sentido e seu entorno, pela segurança hídrica e sustentabilidade em longo prazo.

Segundo estimativas do Banco Mundial (SELBORNE, 2001), nos países em desenvolvimento, os gastos correntes com água e saneamento estão próximos a 28 bilhões de dólares por ano. Selborne afirma que, quando esse montante não é aplicado, os demais custos são reais, mas ocultos, e representam cerca de três vezes esse valor, só em termos de saúde e doença. Segue comentando que no mundo em desenvolvimento, 90% das doenças estão relacionadas à

qualidade das águas. Em outro trecho de sua obra, Selborne comenta que os sistemas de saneamento básico podem reduzir de 20% a 80% a incidência de doenças infecciosas, inibindo o seu desenvolvimento e, conseqüentemente, interrompendo a sua transmissão. Ainda segundo esse autor, os problemas de água do mundo estão relacionados principalmente à má distribuição desse recurso, principalmente, mas não a quantidades absolutas. Portanto, para Selborne, a meta das discussões relativas à gestão da água deve ser guiar o desenvolvimento por um caminho sustentável e equitativo, e os benefícios de uma determinada distribuição de água devem ser pesados contra os custos sociais e econômicos.



4 ALGUMAS EXPERIÊNCIAS NO CONTROLE DO CRESCIMENTO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO BRASIL

Grande parte das macrófitas aquáticas que causam problemas mundo afora é originária da América do Sul. No Brasil, essas espécies causam problemas apenas em ambientes eutrofizados, onde as concentrações de nitrogênio e fósforo levam à grande produção de biomassa, acarretando a multiplicação descontrolada de tais vegetais. Em condições naturais, as macrófitas aquáticas são mantidas em densidades populacionais compatíveis com as dinâmicas dos ambientes que habitam (PITELLI, 1998).

Os grandes centros urbanos são os locais onde os corpos hídricos se encontram mais eutrofizado, e, conseqüentemente, apresentam sérios problemas com as macrófitas aquáticas. No Brasil, nesses ambientes predominam *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia spp*, *Enidra sessilis*, entre outras (PITELLI, 1998).

As medidas para o efetivo controle de macrófitas aquáticas são realizadas por técnicas agrupadas em diversas categorias, como apresentadas no Capítulo 3. Todas as técnicas de controle de plantas aquáticas praticadas têm tanto atributos positivos quanto negativos, ou seja, podem causar impactos ambientais, como também já discutidos. A seleção das técnicas a serem utilizadas depende de restrições ambientais, econômicas e técnicas e deve levar em consideração cada caso e a especificidade do local (AGEVAP, 2012 apud MADSEN, 2000).

Há experiências de manejo de macrófitas aquáticas principalmente em reservatório no Brasil, algumas delas serão brevemente apresentadas a seguir.

4.1 EXPERIÊNCIAS BRASILEIRAS NO CONTROLE DO CRESCIMENTO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

No Lago das Garças (Instituto de Botânica, São Paulo), nos anos de 1997 e 1998, a macrófita aquática *Eichhornia crassipes* cresceu de forma intensa, ocupando substancial parcela do espelho de água desse pequeno reservatório. Sua remoção foi manual, com o emprego de ganchos que foram lançados sobre os bancos e posteriormente puxados até a margem. Por meio desse procedimento, com base na biomassa viva, foram removidos cerca de cem caminhões de 5 m³ cada.

A Companhia Hidroelétrica do São Francisco (CHESF), localizada no sistema Moxotó-Paulo Afonso (BA), em 1995/1996 despendeu muitos recursos financeiros visando apenas retirar a macrófita aquática submersa *Egeria densa*, que ficava retida nas grades de proteção da entrada de água das turbinas (POMPÊO, 1996). Os prejuízos financeiros foram mais expressivos quando somados aos custos envolvidos na interrupção temporária da geração de energia elétrica por causa da paralisação das turbinas, procedimento necessário para a remoção das macrófitas aquáticas. Visando solucionar o problema, os operadores do sistema desenvolveram a “Operação Rock”, que consistiu em acumular água no reservatório, e em data previamente estabelecida todas as comportas foram abertas na tentativa de remover a maior quantidade de água possível, conseqüentemente liberando grande biomassa da macrófita aquática submersa *E. densa*. O sucesso dessa operação foi relativo já que, alguns meses após a abertura dos vertedouros, grande biomassa dessa macrófita aquática foi observada sob o espelho de água.

Em 2004, no período de julho a setembro, no Complexo Billings, na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), em particular no braço Rio Grande (município de São Bernardo do Campo, SP), a macrófita aquática livre flutuante *Salvinia auriculata* apresentou intenso crescimento, mas sem cobrir substancial parcela do reservatório (Figura 15a). Em setembro, pico do crescimento, a

cobertura do espelho de água atingiu 150.000 m² (ANDRADE, 2009). Além do efeito estético negativo, por ser um reservatório que abastece cerca de 1,5 milhão de pessoas, o acúmulo dessa vegetação próximo ao ponto de captação de água bruta trouxe preocupação aos gestores do sistema, pois essa grande biomassa acumulada poderia alterar a qualidade da água, resultando em maiores custos para seu tratamento. Como forma de manejo, os bancos dessa macrófita aquática localizados próximo ao ponto de captação foram levados por barco até a margem e manualmente removidos; posteriormente, encaminhados a aterro sanitário. Para facilitar o trabalho, foi desenvolvida pela equipe da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) uma esteira rolante instalada na margem do reservatório que encaminhava a massa vegetal manualmente removida diretamente às caçambas dos caminhões. Foi estimado em 1.250 m³ e 250 m³ o volume de macrófitas retirado em 2004 e 2005, respectivamente (ANDRADE, op cit.).



Figura 15 - Remoção de macrófitas aquáticas flutuantes do braço Rio Grande (Complexo Billings) (a). Banco da macrófita aquática emersa *Polygonum ferrugineum* no reservatório Guarapiranga em 2005 (b). Fonte: Andrade (2009).

Outra experiência de manejo de macrófitas aquáticas efetuada pela SABESP ocorreu no reservatório Guarapiranga (município de São Paulo, SP) em 2005 (Figura 15b) (POMPÊO, 2008; ANDRADE op cit.). Nesse reservatório o problema de intenso crescimento foi observado no período de março a abril de 2005. A região da barragem, local de captação de água bruta empregada no abastecimento de 4 milhões de paulistanos, apresentou intenso crescimento da macrófita aquática emersa *Polygonum ferrugineum*. A remoção da vegetação ocorreu com auxílio de guindaste tipo tadano, e o volume removido foi de aproximadamente 2.250 m³ (ANDRADE, op cit.). Segundo Andrade, a vegetação retirada foi inicialmente mantida próxima à barragem, representando um acumulado de 1 m de altura, por 3 m de largura e 750 m de comprimento. O custo aproximado dos serviços contratados, entre aluguel de guindaste e destino da biomassa vegetal removida a aterro, ficou próximo a R\$ 93.000,00, valor referente ao ano de manejo.

Em 2007, novamente ocorreu problema de crescimento de macrófitas aquáticas no reservatório Guarapiranga, desta vez com *Pistia stratiotes* e *Salvinia* sp, removidas manualmente e também encaminhadas a aterro sanitário. No entanto, há registros sugerindo que desde 1959 ocorrem eventos de intenso crescimento de macrófitas aquáticas no reservatório Guarapiranga (BARBOSA; GENTIL, 2009). De acordo com Barbosa e Gentil, no rio Embu-Mirim ocorreu o aumento da *Eichhornia azurea*, que ocupou uma área de 800 m². Esses autores também comentam que ao longo dos anos a Eletropaulo Metropolitana Eletricidade de São Paulo S.A. (Eletropaulo) utilizou-se de vários processos para manter sob controle a infestação de plantas aquáticas em seus reservatórios, entre eles os manuais, utilizados principalmente para a remoção de pequenas quantidades de plantas esparsas em locais de fácil acesso. A Eletropaulo chegou a empregar também o lança-chamas, de forma experimental no reservatório Pirapora em 1957, mas com resultados considerados não satisfatórios. A retirada com escavadeiras foi adotada no Canal

Pinheiros para remover plantas aquáticas, lixo e detritos acumulados junto das cercas flutuantes existentes no Canal. Segundo a Eletropaulo (1982; 1983 apud BARBOSA; GENTIL, op cit.), o emprego do controle químico das plantas aquáticas foi considerado o processo mais eficiente, pois os demais eram aplicáveis somente em áreas restritas.

Outro intenso crescimento das plantas em questão controlado pela SABESP ocorreu no reservatório Paiva Castro (ANDRADE, op cit.) (município de Mairiporã, SP), o último que compõem o Sistema Cantareira, um dos maiores sistemas produtor de água brasileiro, abastecendo cerca de 9 milhões de pessoas da RMSP. Também nesse caso, no período de julho e agosto de 2008, o crescimento mais intenso ocorreu próximo à área de captação de água bruta. Na ocasião, foram removidos cerca de 50 m³ da macrófita aquática livre flutuante *Salvinia* sp. Já no reservatório Taiaçupeba o problema ocorreu com *Typha*, *Brachiaria*, *Salvinia*, *Eichhornia* e *Pistia*. Em fevereiro e abril de 2009 foram removidos 1.250 m³ e 3.250 m³, respectivamente, de macrófitas aquáticas, a um custo estimado em R\$ 95.000,00 (ANDRADE, op cit.), relativo aos valores da época, não atualizados.

Nessas situações de intenso crescimento de macrófitas aquáticas nos reservatórios empregados no abastecimento público da RMSP, as medidas aplicadas foram unicamente emergenciais, decisões tomadas apenas após o surgimento do problema, definidas como procedimentos corretivos por Straškraba & Tundisi (2000). Tais medidas também tiveram o intuito de reduzir a repercussão política negativa, pois a SABESP quase sempre é responsabilizada pela imprensa local por desenvolver poucas ações que minimizem as causas e os efeitos secundários relacionados à deterioração da qualidade da água dos reservatórios, nesse caso consequência da cobertura vegetal sobre a massa de água. Nem sempre é correto imputar inação à SABESP, já que a companhia rotineiramente aplica procedimentos de controle, mas talvez não com a agilidade de que alguns gostariam. Em todos esses casos, a SABESP afirma que o intenso crescimento de macrófitas aquáticas, próximas às áreas de tomadas de água bruta, por si só não interfere na qualidade da água empregada no abastecimento público.

Na quarta reunião do GT Agrotóxicos, organizada pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), do Ministério do Meio Ambiente brasileiro, ocorrida em Campinas de 19 a 20 de março de 2009, foi apresentado o histórico de intenso crescimento de macrófitas aquáticas no reservatório de Salto Grande (Americana, SP) (TANAKA, 2009). Segundo esse histórico, no ano 2000, no pico de crescimento, o reservatório apresentou quase 300 ha de seu espelho de água cobertos, representando uma taxa média de crescimento, de 1985 a 2004, de 2,32% ao mês na sua área de cobertura do espelho de água (TANAKA, op cit.). Segundo Tanaka, entre 2004 e 2008, a remoção mecânica das macrófitas aquáticas, principalmente *Salvinia*, *Eichhornia*, *Pistia* e *Polygonum*, atingiu um volume estimado de 131.000 m³, na época representando mais de R\$ 3.000.000,00 aplicados no plano de manejo e no controle das plantas aquáticas. No referido reservatório, a *Egeria densa* também passou a ter grande desenvolvimento na região denominada Pequeno Pantanal.

No caso supracitado, empregou-se principalmente a remoção mecânica, utilizando trator *dragline*, barcos coletores ou esteiras colocadas nas margens do reservatório, procedimentos semelhantes aos apresentados por James (2013). Segundo Tanaka (op cit.), diferentemente do observado nos reservatórios Billings, Guarapiranga e Paiva Castro, no reservatório de Salto Grande, a Companhia Piratininga de Força e Luz (CPFL) desenvolveu inúmeras ações dentro de um plano de gestão ambiental que tinha como meta melhor gerir a qualidade da água, mas refletindo no controle do crescimento de macrófitas aquáticas. A restauração florestal das margens, o desenvolvimento de programas de educação ambiental, estudos de viabilidade de utilização da biomassa vegetal coletada, seja como ração animal, incorporação ao solo ou utilizada na produção de composto orgânico, foram algumas das principais ações empreendidas (TANAKA, op cit.).

A área influenciada pelas águas do rio Curuá-Una (Estado do Pará) também foi intensamente infestada por *Eichhornia crassipes*, *Scirpus cubensis*, *Pistia stratiotes* e, em quantidade inferior, por *Paspalum repens*. Animais herbívoros, parasitas e doenças que acometem essas espécies não foram capazes de controlar o crescimento dessas plantas, e da competição somente resultou a substituição

de uma planta daninha por outra. Em 1979, as plantas cobriram 27% da superfície do espelho de água. As áreas diretamente influenciadas pelas águas extremamente ácidas e pobres em nutrientes dos afluentes Mojuí e Moju não foram colonizadas, apesar de uma infestação permanente por plantas carregadas pelo vento (JUNK, 1982). Depois de 1979, o crescimento foi reduzido por causa da diminuição dos teores de nutrientes, que resultou do curto período de retenção da água no reservatório.

Na bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, o controle de macrófitas aquáticas vem sendo realizado de forma sistêmica. Segundo a Agência da Bacia do Paraíba do Sul (AGEVAP) (2012), são vários os exemplos de controle de macrófitas na bacia em questão e em outras no Estado de São Paulo, como seguem:

- *Medidas mecânicas*: No reservatório de Santana, uma retroescavadeira embarcada tem como função deslocar os bancos de macrófitas das áreas assoreadas, transferindo-as para locais onde o fluxo da corrente as transporta para jusante. As plantas ficam acumuladas em seções planejadas do reservatório. Posteriormente, nessas regiões de acúmulo, outra retroescavadeira munida de grua adaptada retira as macrófitas e as deposita sobre uma base de concreto para desidratação.
- *Medidas químicas*: Quando testado experimentalmente no reservatório de Jupuí (Itapura, SP), na concentração de 20 ppb, o fluridone (marca comercial Sonar AS, concentrado solúvel 480 g i.a. fluridone L⁻¹) foi eficiente no controle de *Egeria densa* e *Egeria najas*, mas ao cessar o seu efeito, aconteceu a reinfestação.
- *Medidas físicas*: Na bacia do Rio Paraíba do Sul, quando ocorreram problemas de acúmulo de capim capitiva junto aos pilares e a conseqüente erosão das margens do rio próximas aos encontros de pontes na região entre Caçapava e São José dos Campos, o Operador Nacional de Sistema Elétrico (ONS) reduziu as vazões dos reservatórios a montante para facilitar o processo de limpeza e remoção da vegetação aquática acumulada (AGEVAP, 2012 apud ANA, 2006). Nesse caso, o regime de operação dos reservatórios foi alterado apenas para permitir a remoção da vegetação, mas é possível alterar o regime por mais tempo como estratégia no controle de macrófitas aquáticas.
- *Medidas biológicas*: Não há registros precisos na bacia do Rio Paraíba do Sul que aponte valores específicos ou técnicas que foram utilizadas corriqueiramente. O que existem são considerações de três tipos de estratégias de controle biológico para o manejo das macrófitas na bacia em questão (AGEVAP, 2015), a saber:
 - O controle biológico que mantém sob controle algumas populações nas condições naturais. Um exemplo é o controle natural da *Sagittaria montevidensis* no reservatório de Santana, que pode ser infectada pelo fungo *Cylindrocarpon* sp. As plantas infectadas têm seu potencial reprodutivo reduzido.
 - Na estratégia denominada “aumentativa”, há a criação massiva do agente de controle biológico em laboratório e liberação em grandes quantidades quando a população de macrófitas já está fragilizada por um ataque natural. Nesse caso, o inimigo natural é nativo ou de ocorrência muito antiga na área e está em equilíbrio com o ambiente. Esse tipo de estratégia foi testado em laboratório, com indivíduos de *Samea multiplicalis*, que tiveram suas pupas depositadas no centro da roseta da *Pistia stratiotes* (Figura 16).
 - Na estratégia “inundativa”, há o uso de organismos causadores de doenças (patógenos), fungos, bactérias ou vírus (nativos da área), que levam as plantas daninhas à morte.

Segundo Light (2014), as principais espécies de macrófitas aquáticas do reservatório de Santana são *Salvinia* sp (orelha-de-macaco), *Pistia stratiotes* (alface d'água), *Eichhornia crassipes* (aguapé) (espécies flutuantes); *Thypha domingensis* (taboa) e uma braquiária aquática (espécie

emersa); e *Utricularia vulgaris* (espécie submersa). O reservatório Santana recebe água do Rio Paraíba do Sul através da usina elevatória de Santa Cecília, e as macrófitas aquáticas são removidas das seguintes formas:

- Tratores aquáticos (Figura 17): visando preservar o canal principal do reservatório e dos braços mais profundos.
- Barreiras flutuantes (*log-boom*): A montante da Usina de Vigário (no reservatório de Santana), Nilo Peçanha e Ilha dos Pombos são instaladas barreiras para conter detritos e macrófitas aquáticas, com o objetivo de proteger as estruturas das tomadas de águas, turbinas e bombas (Figura 18).
- Guindastes de apoio às barreiras: As barreiras flutuantes direcionam os detritos e as macrófitas para locais de remoção com guindastes.
- Grades de tomadas de água das usinas: Nas tomadas de água das usinas existem os sistemas de limpa-grades para remoção das macrófitas. Dependendo da quantidade que chega às grades e analisando a perda de carga que ocorrem nelas, é necessário o desligamento parcial ou total da usina para que haja o desprendimento das macrófitas aquáticas das grades e a remoção seja feita com as máquinas limpa-grades.

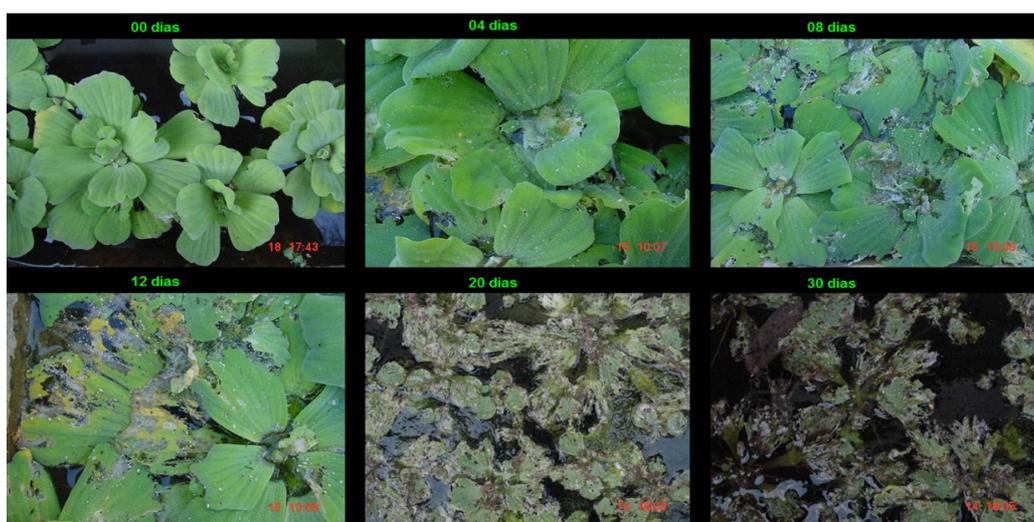


Figura 16 – Evolução dos sintomas de predação de *Samea multiplicalis* em *Pistia stratiotes* utilizando a estratégia aumentativa. Fonte: AGEVAP (2012).

Segundo Light (2014), no caso em questão, um dos impactos ocasionados pela presença de macrófitas aquáticas nos reservatórios da Light Energia é o alto custo despendido em manutenção e em investimento em tecnologias. O volume médio dos últimos 3 anos de macrófitas aquáticas removidas das grades das tomadas de água e das barreiras flutuantes das usinas foi de 51.000 m³/ano. Os gastos com esses vegetais foram de R\$ 1.650,00 mil/ano para remoção; R\$ 317,00 mil/ano empregados no transporte; R\$ 400 mil/ano gastos na locação de trator aquático; de R\$ 600 mil (2012) e R\$ 900 mil (2013) na aquisição de equipamentos diversos e de R\$ 50 mil (2012) no plano de manejo.

Na Usina Hidrelétrica de Jirau, em junho e agosto de 2013, foi registrado um banco de *Eichhornia crassipes*, juntamente com *Paspalum repens*, em um dos pontos de monitoramento fixo nas proximidades da barragem (Figura 19). Esses pequenos bancos de *E. crassipes* descem o rio Madeira e encontram nesse local alagado um local propício para se estabelecerem. Assim, devido

ao crescimento desses bancos, em agosto de 2013 iniciou-se o processo de retirada mecânica dessas plantas (USINA HIDRELÉTRICA JIRAU, 2014).



Figura 17 – Tratores aquáticos empregados na remoção de plantas aquáticas. Fonte: Light (2014).



Figura 18 – Foto de uma barreira de contenção Fonte: Light (2014).

De forma geral, como observado, as macrófitas aquáticas *Salvinia*, *Eichhornia*, *Pistia*, *Egeria* e *Polygonum*, principalmente, podem ser consideradas as plantas que apresentam maior histórico de problemas de crescimento intensivo no Brasil. Com base nisso, no Capítulo 8 (*Descrição de algumas espécies de macrófitas aquáticas*) serão apresentadas informações acerca dessas espécies. Também, de maneira geral, os reservatórios têm sido os ecossistemas mais afetados pelo desenvolvimento maciço dessas plantas aquáticas, fato que geralmente não é observado em seus habitats naturais, as áreas alagáveis (PITELLI, 1998; THOMAZ, 2002).

Como já discutido, as macrófitas aquáticas são naturais nos reservatórios e ecologicamente desempenham importantes funções para os ecossistemas aquáticos (Capítulo 1). Porém, as condições de degradabilidade, particularmente dos reservatórios, ambientes altamente manejados, sejam por poluição ou por assoreamento, potencializam a propagação e o crescimento das macrófitas aquáticas, tornando-se um problema que coloca em *check* a operação, o manejo e a vida útil dos reservatórios (BARBOSA; GENTIL, 2009).

Como apontado por Barbosa; Gentil (op cit.), não há um recurso único para tratar esse problema, que só poderá ser solucionado com manejo integrado para o controle das macrófitas aquáticas e conhecimento da dinâmica do próprio reservatório, como também proposto neste documento. Portanto, ampliar o conhecimento sobre a ecologia de macrófitas aquáticas tropicais fornecerá subsídios para auxiliar no seu manejo, colaborando para o gerenciamento ambiental.



Figura 19 - Remoção mecânica de *E. crassipes* e *P. repens* na Usina Hidrelétrica de Jirau. Fonte: Usina Hidrelétrica Jirau (2014).

Com base nos exemplos aqui apresentados, algumas generalizações podem ser feitas. As macrófitas aquáticas podem apresentar intenso crescimento, principalmente devido ao excesso de nutrientes, seja decorrente do contínuo lançamento do esgoto *in natura*, sem tratamento, como observado nos reservatórios Billings, Guarapiranga e Lago das Garças, por exemplo, ou decorrente da liberação de nutrientes na fase de enchimento do reservatório, como em Curuá-Una. Mas as macrófitas aquáticas submersas, como a *Egeria densa*, também podem crescer intensamente mesmo em águas com baixos teores de nutrientes, desde que haja condições de luminosidade até o sedimento (TAVECHIO; THOMAZ, 2003; NASCIMENTO et al., 2008; HIRATA, 2011).

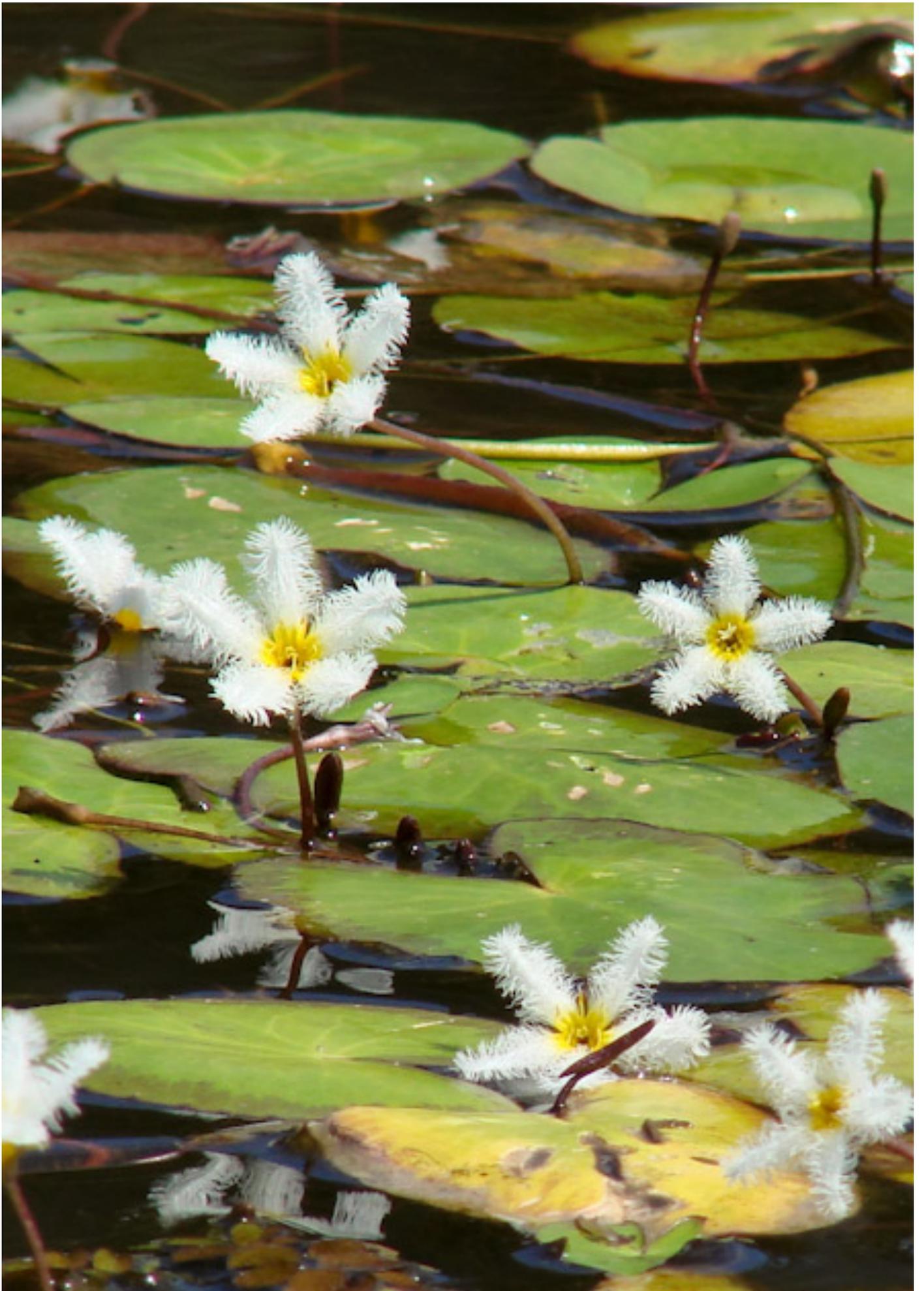
Também podemos observar que algumas das medidas de controle aplicadas nos casos apresentados neste capítulo foram tomadas *a posteriore*, na tentativa de conter o problema já instalado, mas em alguns casos foram tomadas medidas de modo preventivo, se antecipando e evitando ou mesmo minimizando o crescimento das plantas aquáticas e seus impactos futuros. No entanto, em alguns dos exemplos apresentados, mesmo nos casos da aplicação de medidas preventivas, o manejo aplicado nem sempre foi proveniente de um claro programa de monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas, mas sim executado na medida em que os fatos foram ocorrendo e muitas vezes empregando os meios disponíveis no momento.

Mas há alguns interessantes exemplos da aplicação de programas de monitoramento executados pelas empresas gestoras dos reservatórios ou por empresas contratadas no Brasil.

Na Usina Hidrelétrica de São Domingos (Águas Claras, MS), segundo relatório elaborado por Terra Ambiental (2014), são apresentados os resultados das campanhas de monitoramento, a metodologia a ser aplicada em caso da necessidade do manejo das macrófitas aquáticas e os

principais objetivos do programa. No exemplo relatado no relatório, as campanhas foram executadas durante a fase de preenchimento, enchimento e pós-enchimento.

O monitoramento e eventual manejo de macrófitas aquáticas também ocorrem no reservatório de Itá (CONSORCIO ITÁ, sem data), localizado na região do Alto rio Uruguai, divisa entre os Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Os procedimentos foram realizados mensalmente, particularmente para o ano de 2014. Nesse ano foram realizadas vistorias nos tributários e no corpo principal do reservatório. O objetivo das vistorias foi observar a ocorrência e/ou surgimento de espécies com potencial de infestação. Ao ser verificado que a taxa de ocupação das plantas aquáticas atingiu níveis pré-estabelecidos, fez-se a contenção através de cabos e o controle mecânico para a retirada preventiva das plantas aquáticas.



5 DESCARTE E APROVEITAMENTO DA BIOMASSA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Nas seções anteriores, ficou evidenciado que as macrófitas aquáticas têm a potencialidade e podem crescer de modo explosivo, causando transtornos diversos aos gestores de reservatórios. Como também comentado, para o efetivo controle da biomassa de macrófitas aquáticas, faz-se necessário conhecer a dinâmica do reservatório, além de saber como as plantas crescem nesse sistema. No entanto, o intenso crescimento pode ser controlado se aplicadas as premissas de um programa de monitoramento pré-estabelecido, específico para cada reservatório e, posteriormente, também aplicados procedimentos de manejo, sejam preventivos ou após a detecção do crescimento em curso, como discutido em Straškraba; Tundisi (2013). Os procedimentos preventivos podem ser executados diretamente sobre a planta, por remoção mecânica (CONSORCIO ITÁ, sem data); ou sobre alguma característica do sistema, como o controle da entrada de nutrientes, diretamente relacionado ao crescimento explosivo, por exemplo; ou mesmo pela “Operação Rock” (Capítulo 4).

Nesses casos preventivos, espera-se que a biomassa formada seja pequena e as próprias ações de controle aplicadas também causem pouco impacto nos demais usos do reservatório. Deste modo, também representará pequena quantidade de biomassa removida, se necessário, e de pouca monta no que se refere ao aporte financeiro empregado. No entanto, após a observação tardia do crescimento ou mesmo decorrente da demora na tomada de decisão de manejo, a biomassa instalada poderá ser substancial. Em situações como essas, vários procedimentos de manejo podem ser posteriormente adotados, em conjunto ou em separado, permitindo não só conter o crescimento, mas também os efeitos secundários causados pelo aumento explosivo. Assim, podem ser considerados distintos procedimentos em função do problema a ser controlado. No mais, também são necessários cuidados com a biomassa removida, pois não se pode descartá-la de modo atabalhoado, visto também trazer eventuais transtornos futuros. Para as medidas tomadas *a posteriore* do crescimento explosivo, as experiências brasileiras (Capítulo 4) sugerem que os aportes financeiros podem ser bem expressivos quanto mais tardiamente forem aplicados os procedimentos de controle; além disso, poderá ser necessário mobilizar uma grande equipe em termos de pessoal e equipamentos para conter o crescimento vegetal.

Em suma, o manejo das macrófitas aquáticas em situação de campo, no corpo do reservatório, vai além da tomada de decisão e da aplicação das técnicas adequadas para o caso visando unicamente remover a substancial biomassa instalada e resolver o problema no interior do reservatório. Nas condições de elevada biomassa removida ou mesmo quando a remoção das macrófitas aquáticas é corriqueiramente efetuada, são necessários outros cuidados principalmente para dispor e tratar de forma adequada a biomassa vegetal retirada (POMPÊO, 2008). Vale lembrar que, no Capítulo 3, a remoção da macrófita aquática (manual ou mecânica) foi considerada o primeiro procedimento de manejo a ser considerado, principalmente devido ao menor impacto ao meio e ao uso potencial da biomassa coletada. Assim, nesta seção discutiremos alguns cuidados com o descarte da vegetação removida ou seu aproveitamento, proveniente da coleta eventual ou mesmo decorrente de crescimento controlado, realizado de modo proposital, em fazendas aquáticas.

5.1 DESCARTE DA BIOMASSA

Após a tomada de decisão e definido o modo de remoção da biomassa das macrófitas aquáticas, levando-se em consideração os prós e contras dos diferentes procedimentos possíveis e cabíveis na situação, a biomassa poderá ser inicialmente acomodada nas margens do reservatório (Capítulo 4). No entanto, acomodar nas margens é um procedimento provisório e posteriormente

deverá ser decidido o melhor destino para esse material: se o simples descarte em definitivo ou o seu aproveitamento para múltiplos usos.

No descarte da vegetação aquática, compreendido como um conjunto de procedimentos e princípios que visam dispor o material vegetal removido em locais adequados, respeitando-se a legislação vigente (POMPÊO, 2008), a disposição em aterro sanitário é a ação mais empregada no Brasil. Tal procedimento foi utilizado em diversas situações como forma de descarte da biomassa de macrófitas aquáticas removidas dos reservatórios Billings, Guarapiranga, Paiva Castro e Taiacupeba (ANDRADE, 2009) (Capítulo 4). O aterro sanitário é uma obra de engenharia que tem como finalidade a recepção, no solo, dos resíduos sólidos produzidos pela sociedade (GUIMARÃES, 2000); no caso em questão, a planta aquática removida. Em Calijuri et al. (2002) são apresentados procedimentos e critérios para a definição de áreas para implantação de aterros sanitários.

Ainda segundo Pompêo (2008), é mais interessante propor formas de aproveitamento da biomassa removida, ao invés de descartá-la em aterro sanitário, deste modo, perdendo a energia e os nutrientes acumulados nessa massa vegetal. Desse ponto de vista, o simples descarte em aterro sanitário da biomassa removida pode ser entendido como um desperdício de recursos e, conforme argumenta o autor, deve ser evitado sempre que possível.

5.2 APROVEITAMENTO DA BIOMASSA

Há no Brasil inúmeras experiências e propostas de uso da massa vegetal das macrófitas aquáticas em excesso removidas dos reservatórios. Entre os diferentes usos, biossorção, fitorremediação, fitoquímica (remédios), fertilizantes para a vegetação, biogás, fertilizantes para tanques de piscicultura e uso como ração animal (Tabela 9) são propostas que já mostraram sua viabilidade. Em Pompêo (2008), pode ser observada uma revisão sobre alguns desses usos, resumidamente apresentados neste capítulo, mas complementados com outros exemplos.

O emprego da macrófita aquática como fertilizante é possível por meio da compostagem. O produto final assim obtido reduz à metade a massa vegetal processada e pode ser empregado na agricultura ou lançado no solo sem risco ambiental significativo (GUIMARÃES, 2000).

No Complexo Hidroelétrico de Paulo Afonso (Paulo Afonso, BA), há intenso crescimento de *Egeria densa* (OLIVEIRA et al., 2005). Oliveira et al. (op cit.) avaliam que a convivência com a extensa cobertura de *E. densa* nesse reservatório parece inevitável; basta lembrar a “Operação Rock” (Capítulo 4). Como há acúmulo de partes da planta nas grades de proteção das turbinas, isso pode significar o aproveitamento de um potencial de produção de biomassa em uma região que apresenta grande limitação nesse sentido. Com base nessa realidade de grandes biomassas de *E. densa* em Paulo Afonso, inúmeras pesquisas foram realizadas na região com essa planta. Ainda de acordo com Oliveira et al. (op. cit.), o aproveitamento da produção de *E. densa* tem a vantagem de ocorrer em qualquer época do ano e, caso a biomassa possa ser empregada como ração animal, como sugerido por Oliveira et al. (2004), a produção na época seca poderia aliviar a deficiência regional de forragem nesse período. Além do uso da *E. densa* na alimentação animal, a sua biomassa seca também se mostrou eficaz como adubo no crescimento do milho em casa de vegetação (SAMPAIO et al., 2007) ou irrigado a campo (SAMPAIO; OLIVEIRA, 2005). Portanto, no caso específico da *E. densa*, sua biomassa tem potencial de uso na alimentação animal ou como adubo orgânico.

Schneider; Rubio (2003) verificaram o aproveitamento da biomassa seca de plantas aquáticas como adsorventes naturais para o controle da poluição da água. Essa biomassa funcionaria como uma esponja e adsorveria metais, óleos e outros compostos orgânicos, a baixo custo e eficiência superior a muitos biossorventes importados. Concluíram os autores que a biomassa seca de plantas aquáticas é excelente alternativa para o controle da poluição hídrica em águas superficiais, melhorando substancialmente a qualidade da água.

A produção de gases em biodigestor também é outro interessante emprego da biomassa (POMPÊO, 2008). Müller (1995, apud POMPÊO op cit.) argumenta que apesar dos inúmeros

benefícios dos projetos que viabilizam a utilização de macrófitas aquáticas, há pouca divulgação da utilização deles no Brasil. De acordo com Müller (1995, apud POMPEO *op. cit.*), a ausência de resultados não deve inviabilizar as iniciativas de aproveitamento dessa vegetação. O autor comenta que a remoção de 14 mil t/dia, com base no peso fresco, dos reservatórios de Americana, Bariri, Billings e Barra Bonita, permitiria produzir metano em quantidades suficiente para abastecer 10 mil veículos, com autonomia de 300 km/dia cada um, o que por si só demonstra o importante uso potencial das macrófitas aquáticas para a produção de energia. Particularmente o biogás é interessante alternativa para pequenas comunidades (RODRIGUES, 1985).

Tabela 9 – Propostas de uso da biomassa de macrófitas aquáticas.

Propostas de uso da biomassa	Autor
bioissorção/ fitorremediação	Lima et al. (2003) Lizieri-Santos et al. (2009) Módenes et al. (2009) Molisani et al. (2006) Schneider; Rubio (2003)
fitoquímica	Martins et al. (2003)
fertilizante – vegetação	Gomes et al. (1987) Guimarães (2000) Mees et al. (2009) Pompêo (1999, 2008) Sampaio; Oliveira (2005) Sampaio et al. (2007) Tanaka (2009)
biogás	Alvarado; Fasanaro (1980) Braz; Silva (2001)
fertilizante de tanque de piscicultura	Sipaúba-Tavares; Braga (2007)
ração animal	Biudes et al. (2009) Esteves (1981) Oliveira et al. (2004) Saint-Paul et al. (1981) Tanaka (2009) Thomas; Esteves (1985)
tratamento de efluentes / remoção de nutrientes	Alvarado; Fasanaro (1980) Granato (1995) Kawai; Grieco (1983) Kumar; Garde (1989) Mees et al. (2009) Pompêo (1999, 2008) Ribeiro et al. (1986) Romitelli (1983) Susla; Vidolin (2009) Wolverton et al. (1983)
biofiltro – tanques de piscicultura	Henry-Silva; Camargo (2006a, b) Martins (2005) Sipaúba-Tavares et al. (2002)
wetland construído	Barreto (2005) Borges et al. (2008) Brasil et al. (2007) Cunha (2006) Domingos et al. (2009) Dunbain; Bowmer (1992) Farahbakhshazad et al. (2000) Salati [s. d.] Salati (2003) Santiago et al. (2005) Sezerino (2006) Sousa et al. (2000) Sousa et al. (2004)

Já Molisani et al. (2006) avaliaram que as macrófitas aquáticas poderiam retirar do reservatório cerca de 5 a 13 kg de Hg, representando 10% do Hg presente no reservatório. E como se sabe, a presença de metais ou mesmo organismos patogênicos na biomassa de macrófitas aquáticas representam riscos à saúde dos animais e do próprio homem. Assim, é necessário minucioso estudo de viabilidade no uso dessa biomassa vegetal principalmente para uso como ração animal ou como fertilizante.

Como apresentado nesta seção, é totalmente viável empregar a biomassa vegetal removida para as diversas formas de usos propostos na Tabela 9, principalmente quando esse procedimento é rotineiro e não eventual, com aporte constante de biomassa. Por se tratar de uma indústria de processamento de biomassa, a capacidade de tratamento será limitada pelo espaço físico disponível, por exemplo. Isso implicará que eventualmente nem toda biomassa coletada poderá ser aproveitada, sendo descartada ou mesmo ter proposto outra forma de aproveitamento. Além do mais, aproveitar a biomassa gera emprego e renda, que inclusive poderia ser parcialmente revertida para a manutenção do reservatório e dos programas de gestão, monitoramento e manejo.

5.3 EMPREGO DO CRESCIMENTO CONTROLADO DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Apesar dos inconvenientes gerados pelo intenso crescimento de macrófitas aquáticas, não é pertinente considerar unicamente os aspectos negativos originados disso. De fato, é muito problemático e desafiador quando o crescimento é explosivo e não previsto. Mas o elevado potencial de crescimento das macrófitas aquáticas pode ser empregado de modo a vislumbrar o cultivo controlado das plantas aquáticas com o intuito de potencializar a remoção de nutrientes e o controle da eutrofização ou gerar mais biomassa para uso numa das finalidades propostas neste manuscrito (Tabela 9). Dessa forma, é possível vislumbrar o cultivo proposital das macrófitas aquáticas em reservatórios (POMPÊO, 2008), do mesmo modo como são cultivadas inúmeras outras culturas em terra, tais como milho, soja, trigo, cana de açúcar, etc.

Plantas aquáticas, tais como *Lemna* (HARVEY; FOX, 1973), *Eichhornia* (ROMITELLI, 1983) e *Phragmites*, *Typha*, *Juncus* e *Bambus* (WOLVERTON et al., 1983), têm sido utilizadas visando à melhoria da qualidade do efluente, principalmente no que diz respeito à redução das concentrações de nitrogênio e fósforo. Essas plantas exercem importante papel na remoção de substâncias dissolvidas, assimilando-as e incorporando-as à sua biomassa. O aguapé é capaz de retirar quantidades consideráveis de fenóis, metais pesados e outras substâncias, tais como 0,7 mg de Cd/PS (peso seco) e 0,5 mg de Ni/g de peso seco (PS) (AZEVEDO NETO, 1988). Segundo Camargo (1991), *Eichhornia azurea* absorve ortofosfatos na ordem de 14,56 a 58,58 mg/g/h e de 60,65 a 239,92 mg/g/h de nitrogênio. Segundo Boyd; Vickers (1971), pode-se considerar uma boa estimativa 1,33 a 3,33 % PS (peso seco) de nitrogênio, 0,14 a 0,80 % PS de fósforo e de 1,60 a 6,70 % PS de potássio presentes na biomassa de *E. crassipes*. Portanto, em uma unidade de fitodepuração de 1500 m² é possível prever uma retirada mensal de biomassa do aguapé da ordem de 0,45 a 0,65 tonPS (RODRIGUES 1985) e, com base nos valores apresentados por Boyd; Vickers (op cit.), é possível estimar uma remoção de 0,6 a 5,2 kg de fósforo, 0,6 a 216,4 kg de nitrogênio de 7,2 a 43,5 kg de potássio, por exemplo.

Pode-se também viabilizar a utilização de plantas aquáticas visando à depuração de efluentes contendo herbicidas como atrazine, 2,4-D, trifluralin e glifosato (SANTOS, 1994). Apesar de não ter obtido uma solução apta para o descarte, Granato (1995) comenta que o aguapé pode ser empregado no tratamento de efluentes contendo cianetos. Espinoza-Quiñones et al. (2005) sugerem que o uso de *Salvinia* sp é método alternativo na remoção de metais da água, apesar dos estudos demonstrarem que possui diferentes afinidades na incorporação de metais na biomassa. Montardo et al. (2006) avaliaram que a macrófita aquática *E. crassipes* é eficiente na remoção de cobre e zinco encontrado em biofertilizante de origem suína, sendo as maiores concentrações encontradas no sistema radicular, e não na parte aérea da macrófita aquática.

Os poluentes são removidos numa lagoa com *E. crassipes* por vários mecanismos físicos, químicos e biológicos característicos do sistema. A sedimentação que ocorre na lagoa é mais

eficiente pela proteção ao movimento das águas oferecida pela cobertura compacta de aguapé. Já a filtração dos sólidos suspensos pelas raízes de *E. crassipes* é importante processo para o polimento da lagoa. Deve-se evitar que as raízes se agarrem ao fundo, de tal forma que o fluxo da lagoa seja filtrado através de toda zona radicular. Outro fator que favorece a remoção de poluentes em lagoas de *E. crassipes* decorre da existência de abrigo e condições para o crescimento de uma abundante biota fixa (o perifiton) às suas raízes e folhas, tendo um papel importante na degradação, assimilação e remoção dos poluentes (ROMITELLI, 1983).

A eficiência da *E. crassipes* no tratamento terciário de efluentes de lagoas de estabilização foi demonstrada por Mosse et al. (1980). Segundo esses autores, a utilização do aguapé em conjunto com lagoas de estabilização proporciona uma maneira não só econômica, mas também ecológica de tratamento de esgotos de pequenas comunidades, com alto padrão de qualidade dos efluentes, sem prejuízos aos corpos receptores. Expressivas reduções de DBO, nitrogênio e fósforo, sólidos suspensos, alcalinidade, amônia, dureza, carbono orgânico dissolvido e coliforme foram observadas, em condições de laboratório, no tratamento de esgoto doméstico e industrial, através de um tanque com aguapé seguido por outro tanque de alga e por fim por um terceiro tanque novamente com aguapé (TRIPATHI; SHUKLA, 1991). Romitelli (1983) obteve alta remoção de fosfatos em efluentes secundários com o emprego de aguapé em sistemas fechados em laboratório. Vários outros trabalhos demonstram a potencialidade de plantas aquáticas como alternativa para o tratamento de efluentes domésticos ou industriais (ALVARADO; FASANARO, 1980; KAWAI; GRIECO, 1983; KUMAR; GARDE, 1989; MANFRINATO, 1989; RIBEIRO et al., 1986; SALATI, 1991).

O emprego de plantas aquáticas como agente purificador em sistemas de hidroponia, lagoas construídas com a finalidade de manter as macrófitas aquáticas em intenso crescimento, justifica-se pela sua intensa absorção de nutrientes e pelo seu rápido crescimento, como também por oferecer facilidades de sua retirada das lagoas e amplas possibilidades de aproveitamento da biomassa removida (ROMITELLI, 1983; GRANATO, 1995), como discutido neste capítulo.

Uma crítica que se faz em relação à utilização de plantas aquáticas para o tratamento de efluentes domésticos e industriais diz respeito à potencialidade do sistema em se tornar um criadouro de pernilongos, bem como de vários outros organismos patogênicos, além de produzir odores desagradáveis. Outra crítica se refere à potencialidade dessas plantas assimilarem metais e outras substâncias tóxicas, transferindo o problema da contaminação para a planta. Talvez a crítica mais contundente diga respeito ao destino da grande quantidade de biomassa formada, já que periodicamente há necessidade da colheita parcial da planta, para a retirada dos poluentes do sistema na forma de biomassa viva, além de permitir que as restantes continuem em intenso crescimento ativo. Mas, como sugerido nesta obra, há inúmeras possibilidades de uso da biomassa gerada. Além disso, não é pertinente deixar a macrófita aquática crescendo sem controle, pois há necessidade de planejamento e manejo adequados para um eficiente sistema de tratamento.

É essencial que ao se planejar manejar macrófitas aquáticas que crescem de modo esporádico, principalmente as que crescem em sistemas controlados, também sejam levados em consideração unidades de armazenamento, beneficiamento e descarte da biomassa removida. Rodrigues (1985) sugere Unidades Hidro-Agrícolas, isto é, um sistema fitodepurador através da utilização do aguapé, promovendo a melhoria da qualidade da água, que posteriormente seria utilizada para atividades aquícolas (criação de peixes, rãs, etc.) e para agricultura intensiva. Devido à elevada produção de biomassa, atividades relativas às várias formas de utilização do aguapé também são sugeridas por Rodrigues (op cit.). Segundo o autor, além das características despoluentes e geradoras de rendimento, essas Unidades poderiam propiciar a fixação do homem no campo.

As macrófitas aquáticas também podem ser empregadas como biofiltro de efluentes de tanques de piscicultura (HENRY-SILVA; CAMARGO 2006; SIPAÚBA-TAVARES et al., 2002).

Há também os leitos cultivados de macrófitas aquáticas conhecidos como *wetland* construídos – sistemas artificialmente projetados para utilizar plantas aquáticas em substratos como areia, cascalhos ou outro material inerte, simulando sistemas naturais de áreas alagadas, tratando águas

residuárias por meio de processos biológicos, químicos e físicos (SOUSA et al., 2000; SOUSA et al., 2004; BARRETO, 2005).

As áreas alagadas são áreas de solo inundadas por águas superficiais ou subterrâneas onde estão presentes em grande quantidade as macrófitas aquáticas que assimilam os nutrientes presentes nessa água. Os leitos de macrófitas são classificados de acordo com o tipo de fluxo: a) superficial (o líquido flui sobre uma área definida com uma lâmina que geralmente varia de 10 a 30 cm de altura); b) vertical (sistema muito semelhante a um filtro de vazão vertical, preenchido com material filtrante – brita – operado por batelada e nível d'água abaixo da altura da camada filtrante); ou c) subsuperficial (semelhante a um filtro lento horizontal, o meio filtrante é o local onde se forma e desenvolve o biofilme e onde as plantas se apóiam – o nível d'água sempre está abaixo da superfície do meio filtrante, fator que reduz a proliferação de insetos).

A remoção dos nutrientes é influenciada pelo tipo de planta empregada, pelo fluxo do efluente no leito de macrófitas aquáticas, pelo meio suporte (meio filtrante) e, principalmente, pelas características físicas e químicas do efluente que será tratado. Para definir qual o tipo de fluxo a ser empregado, é conveniente adequar o procedimento ao objetivo do tratamento, se secundário ou terciário, e às condições locais de topografia, infraestrutura, considerando as macrófitas aquáticas disponíveis na área de instalação do empreendimento. Cada um desses processos tem seu limitador. No caso da nitrificação, a disponibilidade de oxigênio é o fator limitante; já na desnitrificação, a disponibilidade de carbono é considerada o fator limitante. Quando o resíduo líquido a ser tratado no leito cultivado possui uma carga de DBO elevada, espera-se uma baixa eficiência na remoção de nutrientes, tendo em vista a baixa disponibilidade de oxigênio, limitando o desenvolvimento do processo de nitrificação. A combinação de diferentes ambientes dentro do leito de macrófitas (aeróbios, anaeróbios e anóxicos) contribui para que se possa ter uma melhoria nas remoções de carga orgânica (DBO) e de nutrientes, melhorando a qualidade do efluente final. Os leitos são componentes eficientes para o tratamento de efluentes que visam o reúso com custo baixo de manutenção e implantação (REED 1996 apud BARRETO op cit.). Sezerino (2006) avaliou a potencialidade dos *constructed wetlands* no pós-tratamento de lagoas de estabilização em condições de clima subtropical.

Assim, seja de modo involuntário ou decorrente do crescimento controlado das macrófitas aquáticas, a biomassa gerada tem grande potencial de uso para múltiplas finalidades, contribuindo sobremaneira para poupar fontes não renováveis de energia e de nutrientes, por exemplo. Se empregada para essa finalidade, também contribui para a melhoria da qualidade das águas e se apresenta como uma sólida alternativa de agricultura sustentável, gerando emprego e renda, particularmente no caso de crescimento controlado.



6 EUTROFIZAÇÃO

A eutrofização não é um problema recente (MARGALEF et al., 1976; VALLENTYNE, 1978; INTERNATIONAL ENVIRONMENT TECHNOLOGY CENTRE, 2001), mas, por ser persistente no Brasil e no mundo todo (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2008; QIN et al., 2008; AZEVEDO et al., 2015; VIDOVIĆ et al., 2015), ainda merece extrema atenção por parte dos pesquisadores, gestores ambientais e tomadores de decisão. Elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo nos sedimentos ou nas águas, decorrentes de ações antrópicas, também podem ser indicadoras de outras contaminações, reforçando a preocupação com a eutrofização. Diversos autores sugerem correlação positiva entre os altos níveis de nutrientes e a presença de outros poluentes, tais como contaminantes orgânicos e emergentes em águas superficiais e sedimentos, por exemplo, Sodr e et al. (2010), Bergamasco et al. (2011), Cunha et al. (2011), Santos et al. (2012) e Lop ez-Doval et al. (2015); ou os f armacos (ALMEIDA; WEBER, 2005; HUERTA et al., 2013), todos com a potencialidade de seguirem para as águas de consumo humano (SODR E et al., 2010; JONES et al., 2005), no caso de reservatórios que têm suas águas empregadas no abastecimento público.

A eutrofiza o também pode levar ao crescimento explosivo de algas, cianobactérias ou macrófitas aquáticas. Para o controle do crescimento das algas, no Brasil são aplicadas enormes quantidades de sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio como algicidas (Capítulo 3). Particularmente para o sulfato de cobre, o cobre presente no composto impacta os sedimentos dos reservatórios (HANSON; STEFAN, 1984; MARIANI, 2010; MARIANI; POMPÊO, 2008; POMPÊO et al., 2013). Assim, a eutrofiza o ainda deve ser considerada um dos mais graves problemas associados   redu o da qualidade das águas superficiais e em hipótese alguma pode ser relativizada ou desprezada, particularmente no Brasil. A falta de a o e medidas concretas em curto prazo visando conter e reduzir o processo de eutrofiza o contribuirá para o agravamento da deteriora o da qualidade das  guas. Em particular para a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP),   muito preocupante a redu o de investimentos financeiros na coleta e tratamento dos esgotos anunciada pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) em 2015 e 2016 (G1 São Paulo, 2015; Lobel, 2016), pois no presente a quantidade de águas servidas lançadas *in natura* e sem tratamento no manancial mais próximo ainda   equivalente ao esgoto lançado por uma popula o de 10 milhões de habitantes (POMPÊO et al., 2012).

Segundo Kakinami et al. (2004), sem políticas públicas eficazes, programas de educa o ambiental, a participa o de toda sociedade em fóruns de discussões e decisões e eficientes programas de gestão e monitoramento ambientais, não   possível atingir metas de melhoria da qualidade de vida e restaurar a qualidade das águas dos rios Tietê e Pinheiros e dos reservatórios Billings e Guarapiranga, no Brasil, por exemplo. Segundo os autores,   imprescindível que o poder público aplique os instrumentos legais disponíveis e que a continuidade de projetos e a es de melhoria do meio ambiente seja garantida. Jackson; Eder (1995), Nagakami (1995), Reid et al. (1992), Selborne (2001) e Jacobi et al. (2015), por exemplo, corroboram as afirma es de Kakinami et al. (op cit.). Flores (2011) vai mais longe, pois “Reconhecer a água como direito fundamental consiste em atribuir ao Estado, numa atua o conjunta com a sociedade, a tutela efetiva da  gua. De modo que ente estatal deverá garantir um mínimo de água potável aos cidad es, em respeito ao princípio da dignidade da pessoa humana, inclusive exigi-lo por meio de processos judiciais”.

Para se ter ideia do problema de esgotamento sanitário no Brasil, segundo Rodrigues (2011a), a coleta do esgoto   um serviço ainda pouco disseminado na maior parte do território brasileiro e o tratamento   algo ainda mais incomum, originando graves consequências ao meio ambiente e   saúde pública. Dos 5.564 municípios brasileiros, apenas 55,0% apresentam rede coletora de esgoto

e uma percentagem menor ainda, apenas 29,0% dos municípios, têm tratamento de esgoto, mesmo na Região Sudeste, onde a coleta supera em muito a média nacional (RODRIGUES, op cit.). Esse autor reforça que cada vez é mais urgente o estabelecimento de uma consciência do saneamento básico como algo que serve realmente de sustentáculo para a construção de um futuro melhor para todas as pessoas e, numa visão maior, não só para o País como para o próprio Planeta.

6.1 CAUSAS DA EUTROFIZAÇÃO

O processo de eutrofização é caracterizado pela entrada excessiva, permanente e contínua de nutrientes em lagos, reservatórios, rios, estuários e ecossistemas marinhos costeiros. Pode ocorrer de modo natural, pelo envelhecimento do lago, observado na escala de milhares de anos, decorrente do referido acúmulo. A problemática está relacionada ao aumento populacional, urbanização e industrialização crescentes e também ao uso de fertilizantes (GOLDMAN; HORNE, 1983; HENDERSON-SELLERS; MARKLAND, 1987), aspectos que aceleram a eutrofização.

No mais, a eutrofização é, sobretudo, decorrente do excesso de nutrientes, particularmente nitrogênio e fósforo, essenciais para o crescimento vegetal e considerados a principal causa desse processo (HENDERSON-SELLERS; MARKLAND, 1987; SMITH et al., 1999). Outros fatores, como a luz, temperatura, turbidez, regime de fluxo da água e substâncias tóxicas, também são significativos para potencializar o processo (LEAF; CHATTERJEE, 1999).

6.2 CONSEQUÊNCIAS DA EUTROFIZAÇÃO

A eutrofização não se resume ao enriquecimento por nitrogênio e fósforo. Ela provoca profundas alterações em todo o sistema, afetando as comunidades biológicas e os ciclos biogeoquímicos (MOSS, 1998a).

Partindo-se de uma condição ultraoligotrófica (pobre em nutrientes) à hipereutrófica (excesso de nutrientes), podem ocorrer as seguintes mudanças no corpo d'água (HENDERSON-SELLERS; MARKLAND, 1987; VEZJAK et al., 1998; SMITH et al., 1999): aumento da biomassa, particularmente na comunidade dos produtores, em menor grau nos produtores secundários – em ambos os casos há diminuição na riqueza de espécies; diminuição na concentração de oxigênio no hipolímnio, devido à decomposição bacteriana da matéria orgânica; aumento da concentração de nutrientes e do material sólido em suspensão, especialmente matéria orgânica – nessas circunstâncias, a decomposição anaeróbia e a redução de compostos de ferro provocam odor de enxofre; progressão de uma população de diatomáceas para cianobactérias e clorofíceas; diminuição da penetração de luz; liberação de toxinas por cianobactérias – as toxinas podem causar reações alérgicas e irritações na pele e problemas gastrointestinais nos animais e no homem; mudanças na produtividade, biomassa e composição de espécie; perda dos aspectos estéticos da água como cor e odor; problemas no tratamento da água como a filtração; danos à saúde; alterações no pH e redução na concentração de CO₂; aumento da mortalidade e na composição de peixes no ecossistema.

Outros problemas também associados à eutrofização são: os peixes e o zooplâncton podem ser substituídos por espécies mais tolerantes às condições limitantes ou desaparecerem (ESTEVES, 1988b); o excessivo crescimento de macrófitas aquáticas pode prejudicar o uso recreativo da água e causar problemas de navegação, corrosão e entupimento de turbinas (AZEVEDO-NETTO, 1988); ambientes com elevada carga orgânica, descartes sólidos e presença de macrófitas aquáticas propiciam a criação de mosquitos transmissores de doenças (NATAL et al., 2004); as altas concentrações de nitrato podem levar à formação de compostos como nitrosaminas, que são carcinogênicos (HENDERSON-SELLERS; MARKLAND, 1987).

É importante ressaltar que o aporte controlado de nutrientes eleva a produtividade, refletindo no aumento de peixes, consequência do acréscimo da disponibilidade de alimento. Além disso, a multiplicação de algas impede o crescimento de algumas bactérias patogênicas (AZEVEDO-NETTO, 1988). Deste modo, a eutrofização não pode ser entendida somente com base nos seus aspectos negativos. O que deve ser evitado é o descontrole na entrada de nutrientes e suas

consequências danosas, o crescimento indesejado e descontrolado de algas e macrófitas aquáticas, por exemplo.

6.3 DETERMINAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO

Segundo sua trofia, os corpos d'água podem ser classificados em eutróficos, mesotróficos e oligotróficos, muito, medianamente e pouco produtivos, respectivamente. Os termos ultraoligotrófico (produtividade muito pequena) e hipereutrófico (avançado estágio de eutrofização) também são empregados. A tipificação do estado trófico de um corpo d'água é realizada pela análise criteriosa, como da concentração de oxigênio dissolvido, da composição da fauna ou do fitoplâncton, da concentração de nutrientes, entre outros (CARLSON, 1977).

O índice de estado trófico (IET) de Carlson (1977), fundamentado nas concentrações de fósforo total, clorofila *a* e disco de Secchi, é muito utilizado. Tal índice, modificado por Toledo et al. (1983), ajustado com base em estudos realizados em reservatórios tropicais, foi adotado por muitos anos pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), ligada à Secretaria do Meio Ambiente do governo paulista. O critério estabelecido pela CETESB para enquadrar o corpo de água em determinado estado trófico foi (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2003):

Oligotrófico: $IET \leq 44$ – Corpos de água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água.

Mesotrófico: $44 > IET \geq 54$ – Corpos de água com produtividade intermediária, com possíveis IET \leq implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.

Eutrófico: $54 > IET \geq 74$ – Corpos de água com alta produtividade em relação às condições IET \leq naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, em que ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água e interferências nos seus múltiplos usos.

Hipereutrófico: $IET > 74$ – Corpos de água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutriente, com acentuado comprometimento nos seus usos, inclusive associados a episódios de florações de algas e de mortalidade de peixes, causando consequências indesejáveis sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Na atualidade, a CETESB emprega o IET modificado por Lamparelli (2004). Esse IET foi desenvolvido empregando-se a própria base de dados da CETESB, o que permitiu desenvolver dois índices, um para rios e o outro para reservatórios brasileiros, ambos compostos pelo IET do fósforo – IET(PT) e do IET para clorofila *a* – IET(CL). São as seguintes as equações estabelecidas por Lamparelli (op cit.):

- Rios

$$IET (CL) = 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6 \times (\ln CL)) / \ln 2)) - 20$$

$$IET (PT) = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln PT)) / \ln 2)) - 20$$

- Reservatórios

$$IET (CL) = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln CL)) / \ln 2))$$

$$IET (PT) = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln PT)) / \ln 2))$$

onde:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g/L}$;

CL: concentração de clorofila *a* medida à superfície da água, em $\mu\text{g/L}$;

ln: logaritmo natural.

Segundo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2014), quando da disponibilização dos dados de ambas as variáveis, são apresentados os resultados do IET com base na média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e à clorofila *a*, segundo a equação:

$$\text{IET} = [\text{IET} (\text{PT}) + \text{IET} (\text{CL})] / 2.$$

Na interpretação dos resultados, de acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2014), as estações de coletas são classificadas conforme os resultados obtidos para o IET anual. Assim, para estação, a CETESB utiliza as médias geométricas das concentrações de fósforo total e clorofila *a* para cálculo dos respectivos IET(PT) e IET(CL) anual, sendo o IET final resultante da média aritmética simples dos índices anuais relativos ao fósforo total e à clorofila *a*.

A CETESB sugere que, no caso de não haver resultados para o fósforo total ou para a clorofila *a* o índice seja calculado com a variável disponível e considerado equivalente ao IET, devendo, apenas, constar uma observação no resultado, informando que apenas uma das variáveis foi utilizada.

Com base no IET ora em uso pela CETESB, os limites estabelecidos para as diferentes classes de trofia para reservatórios estão descritos na Tabela 10.

O IET é apenas um indicador de trofia, devendo ser aplicado com cautela. O pesquisador também deverá considerar a dinâmica temporal e espacial das variáveis físicas, químicas e biológicas do ecossistema avaliado; os diferentes compartimentos, em relação ao conteúdo de nitrogênio e fósforo; e os aspectos regionais de cada bacia (MERCANTE; TUCCI-MOURA, 1999; ESTEVES, 1988a).

A classificação trófica de reservatórios muitas vezes é inapropriada, pois estes corpos hídricos apresentam características únicas, não presentes em lagos naturais. Entre elas podem ser citadas o variável e muitas vezes reduzido tempo de residência, a elevada turbidez não algal, além dos gradientes longitudinais e não lineares de relevantes variáveis limnológicas (LIND et al., 1990). Independente disso, seu uso deve ser estimulado, visto ser um método de baixo custo, de fácil aplicação, de cálculo simples e também por haver grande base de dados comparativos, permitindo rápido olhar sobre a qualidade das águas.

Tabela 10 – Classificação do estado trófico para reservatórios. Modificado de Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2014).

Classificação do Estado Trófico - Reservatórios				
Categoria (Estado Trófico)	Ponderação	Secchi - S (m)	P-total - P (mg.m ⁻³)	Clorofila <i>a</i> (mg.m ⁻³)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	S ≥ 2,4	P ≤ 8	CL ≤ 1,17
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	2,4 > S ≥ 1,7	8 < P ≤ 19	1,17 < CL ≤ 3,24
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	1,7 > S ≥ 1,1	19 < P ≤ 52	3,24 < CL ≤ 11,03
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	1,1 > S ≥ 0,8	52 < P ≤ 120	11,03 < CL ≤ 30,55
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	0,8 > S ≥ 0,6	120 < P ≤ 233	30,55 < CL ≤ 69,05
Hipereutrófico	IET > 67	0,6 > S	233 < P	69,05 < CL

6.4 CONTROLE DA EUTROFIZAÇÃO NOS CORPOS D'ÁGUA LACUSTRES

As entradas de nutrientes em dado reservatório se dão principalmente por fontes pontuais e difusas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008), mas também por deposição seca e úmida (GARCIA; CARDOSO, 2015).

A poluição difusa é um agregado de entradas ao longo de toda bacia hidrográfica, apresentando variabilidade espacial, particularmente em relação aos usos do solo (LEÓN et al., 2001). Apenas disciplinando os usos e a ocupação do solo será possível reduzir o acúmulo de

nutrientes pelas fontes difusas. Diferentemente, as fontes pontuais são facilmente identificadas e quantificados seus lançamentos (vazão, concentração, carga e fluxo), permitindo localizar as fontes de lançamentos (indústrias ou residências, por exemplo) e deste modo propor a aplicação de adequados métodos de coleta e tratamento dos efluentes para redução das expressivas cargas de nitrogênio e fósforo que entram no corpo de água.

Para o controle da eutrofização artificial é necessário tratar as causas do problema e não apenas os sintomas (VALLENTYNE, 1978; MOSS, 1998b). Tratar os sintomas, como por meio da aplicação rotineira de sulfato de cobre para conter o crescimento fitoplanctônico (Capítulo 3), é uma medida de baixo custo apenas em curto prazo. Em longo prazo, a remoção das causas, limitando a carga de nutrientes que entra no reservatório, resolve o problema e torna-se economicamente viável (MOSS, 1998a). Há exemplos de recuperação de ambientes eutrofizados, como o lago Maggiore na Itália, onde ocorreu uma diminuição de 67% no acúmulo de fósforo (SMITH et al., 1999). Outros significativos exemplos no mundo são as discussões relacionadas aos Grandes Lagos (Estados Unidos / Canadá) (VALLENTYNE, op cit.) e ao lago Biwa, no Japão (Kira et al., sem data).

No Brasil, importante exemplo no controle da eutrofização ocorreu no Lago Paranoá, em Brasília. Segundo Angelini et al. (2008), a coleta e o eficiente tratamento dos esgotos contribuíram para reduzir o aporte de nutrientes no Lago Paranoá, mas a carga interna depositada por anos de descontrole ainda permitia regulares *blooms* fitoplanctônicos. Os autores comentam que somente após a retirada de substancial fração da carga interna, por liberação da carga de fundo (*flushing*), ocorreram visíveis reduções nas concentrações de clorofila *a* e fósforo na água e substancial elevação da profundidade do disco de Secchi.

O estoque de nutrientes que atinge a massa de água pode ser limitado pela redução do consumo de fertilizantes agrícolas, de detergentes com fósforo em sua composição e eliminação dos aditivos fosfóricos presentes nos alimentos (FORSEBERG, 1998). Os compostos de nitrogênio são muito solúveis, podendo entrar na água por fontes não pontuais e pelo suprimento atmosférico através dos organismos fixadores de nitrogênio (MOSS, 1998a). A remoção de nitrogênio pode ocorrer por métodos biológicos, mediante processos naturais microbiológicos do ciclo do nitrogênio. Os processos físicos e químicos empregados na remoção de nutrientes são considerados mais dispendiosos do que para a remoção de DBO e sólidos.

Estudos relativos à avaliação da deposição seca como fonte relevante de nutrientes para os ecossistemas aquáticos ainda são incipientes, e não só no Brasil. Em Garcia; Cardoso (2015) são abordadas questões relacionadas à deposição atmosférica seca, em particular seus fundamentos, sua relação com as atividades antrópicas e suas possíveis consequências para corpos de água continentais.

6.5 PERCEPÇÕES, ATITUDES E VALORES AMBIENTAIS

Como apresentado neste Capítulo, a eutrofização é um grande, recorrente e persistente problema ambiental brasileiro, mas a sua existência e persistência só podem ser entendidas à luz das decisões tomadas pelos gestores, em seu conjunto compreendidas como políticas públicas vigentes.

No presente é possível vislumbrar que no futuro toda massa de água paulista poderá passar pelos mesmos problemas que hoje passam os rios Pinheiros e Tietê e o reservatório Guarapiranga e o braço Rio Grande (Complexo Billings), localizados na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), todos com água de péssima qualidade. Os eutrofizados reservatório Guarapiranga e o braço Rio Grande hoje estão em não conformidade ao seu enquadramento (Decreto N. 10.755, de 22 de novembro de 1977, <http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1977/decreto-10755-22.11.1977.html>), a Classe 1 da Resolução CONAMA nº 357; enquanto que os rios Pinheiros e Tietê estão em conformidade com os seus enquadramentos (Classe 4 da mesma Resolução). Caso houvesse uma quinta classe, com padrões menos restritivos ainda, refletindo em pior qualidade quando comparada com a atual Classe 4, provavelmente os rios Pinheiros e Tietê também estariam em conformidade a essa quinta classe. Para que as águas dos rios Pinheiros e Tietê e do reservatório Guarapiranga e do braço Rio Grande atingissem os péssimos níveis de qualidade

que hoje possuem, foram aplicadas políticas públicas e ações práticas equivocadas definidas dentro de um conjunto de valores que ainda se mantêm praticamente inalterados. Entre essas políticas podem ser citadas a injustificável falta de investimento na estrutura de coleta e de tratamento dos esgotos, sempre prometidas, mas nunca concretizadas, representando uma exígua cobertura sanitária em praticamente todos os municípios paulistas, sem dúvida um dos mais expressivos problemas ambientais que alteram a qualidade das águas paulistas e brasileiras, e responsável pelo processo de eutrofização e suas consequências previsíveis (Capítulo 3), mas remediáveis. Outra política perniciosa é o descontrole no uso e ocupação dos espaços, que também contribui de forma difusa para reduzir a qualidade das águas.

A canalização e cobertura de grande parte dos rios paulistas para a instalação de equipamentos públicos, como ruas e avenidas, particularmente na cidade de São Paulo, fez com que inúmeros rios sumissem da paisagem da cidade, como de muitas outras cidades do Brasil, passando ao cidadão a errônea ideia de que os rios são descartáveis, desnecessários e atrapalham o desenvolvimento urbano. Nesse sentido, há interessante relato sobre o rio que a cidade perdeu, o rio Tietê (Jorge, 2006). O desaparecimento dos rios do dia a dia da população e a manutenção da péssima qualidade estética daqueles que ainda resistem a céu aberto fazem com que enfraqueçam as ligações cognitivas e afetivas dos seres humanos para com o meio ambiente, uma vez que se constituem na grande força que modela a superfície terrestre através de escolhas, ações e condutas, acompanhadas da atribuição de valores e tomadas de posições (Machado, 1999).

Assim, são necessárias mudanças de percepções, atitudes e valores ambientais por meio de metodologia de ensino-aprendizagem que desenvolva naturalmente a mentalidade conservacionista do cidadão, proporcionada por uma educação para, por meio de e sobre o meio ambiente (MACHADO, *op cit.*). Espera-se que com a educação o cidadão deixe de considerar normal e adequado manter por décadas rios e reservatórios na péssima qualidade que hoje se encontram, particularmente daqueles localizados próximos aos grandes centros urbanos, como o da RMSP.

Algumas normativas ambientais brasileiras também não favorecem a manutenção de bons padrões de qualidade da água e muitas vezes contribuem para potencializar os inúmeros problemas ambientais observados.

A Resolução CONAMA nº 357, que classifica as massas de água com base no uso preponderante, discorre que toda massa de água não enquadrada passe automaticamente a ser Classe 2, independente de sua qualidade natural; além disso, mesmo para a Classe 4, com padrões menos restritivos, a massa de água pode indefinidamente permanecer nessa classe atribuída pelo gestor.

Não há na CONAMA nº 357 ou em outra normativa brasileira a exigência de alteração da classe ao longo do tempo, isto é, não há normativa que discipline a elevação da classe, de Classe 4 para Classe 3, com padrões de qualidade mais restritivos, por exemplo, após um período de tempo predefinido e, após um novo período de tempo, a passagem da Classe 3 para a Classe 2, ou a classes com padrões mais aceitáveis do que a 3 e 4. Essa alteração de classe é atribuição do gestor, que poderá proporcionar essa alteração ou não, de acordo com conveniências e interesses. Mas também não há instrumentos que exijam ações para manter a massa de água na classe do enquadramento, mesmo após inúmeras avaliações decorrentes do monitoramento da qualidade da água demonstrarem que a massa de água se encontra em não conformidade à classe do enquadramento, portanto, fora dos padrões de qualidade para o uso pretendido, com valores efetivamente medidos bem menos restritivos do que os padrões teóricos do enquadramento.

Atualmente, também há a CONAMA nº 467, com os inúmeros inconvenientes, como já apontados no Capítulo 2 desta obra.

Segundo Otomo et al. (2015), apesar das políticas urbanas, ambientais e hídricas brasileiras fazerem com que a legislação nacional apresente muitos instrumentos, de modo geral considerados avançados, falta decisão política e maior rigor na aplicação das políticas públicas para que estas sejam tão eficientes tanto na prática quanto na teoria. Isto fica claro ao tomarmos como exemplo os mesmos reservatórios Guarapiranga e Rio Grande, localizados na RMSP, pois há décadas seguem com inúmeros problemas ambientais, em particular o processo de eutrofização, causando o recorrente crescimento indesejado de fitoplâncton e de macrófitas aquáticas. Para controlar esse

crescimento, particularmente das algas, são efetuadas regulares e substanciais aplicações de algicidas (sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio), apesar de todos os problemas de qualidade e toxicidade potencial que esses compostos causam, em particular por causa do cobre presente no sulfato, além do elevado custo financeiro nas suas compras e aplicações, já comentados. Essa redução na qualidade das águas, os intensos crescimentos de organismos e as constantes aplicações de algicidas não aconteceriam ou seriam menos recorrentes caso todo o esgoto gerado fosse coletado e tratado em eficientes estações de tratamento de efluentes, antes que os lançamentos *in natura* atingissem seus tributários e o reservatório (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2012; 2015; Capítulo 3; Capítulo 7 – “*Centro de monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas: uma proposta*”), como ocorre no Distrito Federal (ANGELINI et al., 2008), já comentado.

Ao observarmos os próprios rios que cruzam a cidade de São Paulo, entre eles o Tietê, Pinheiros, Tamanduateí, Ipiranga, Pirajuçara e muitos outros, temos clareza de que as ações práticas executadas pelos gestores são ineficientes para a manutenção de bons padrões de qualidade de nossas águas e da qualidade de vida da população. Tais rios se encontram mortos, malcheirosos, sem a luxuriante vida que tiveram no passado, além de retificados, cobertos ou com suas calhas rebaixadas. No mais, não apresentam qualidade nem para fins paisagísticos ou de uso para a navegação, como definido para a Classe 4 da CONAMA nº 357, o que dirá para outros usos mais nobres como esportes náuticos ou pesca, por exemplo, o que já ocorreu num passado não tão distante. Deste modo, as políticas públicas aplicadas no passado são as responsáveis pelas péssimas qualidades das águas que hoje temos, nada que nos orgulhará num futuro breve. O triste é observar que o padrão de valores e de decisões do passado se repetem no presente, indicando que nossas águas continuarão a ser tratadas do mesmo modo, ter a sua qualidade piorada ou ao menos mantida no atual grau de grave comprometimento de sua qualidade. Neste ponto, é muito preocupante a forte redução de investimentos financeiros na coleta e tratamento dos esgotos anunciada pela SABESP em 2015 e 2016 (G1 SÃO PAULO, 2015; LOBEL, 2016), já comentado.

Quais seriam as percepções, atitudes e valores ambientais (MACHADO, op cit.) da população e principalmente dos gestores se hoje na RMSP tivéssemos 100% dos esgotos coletados e tratados e os rios Tietê e Pinheiros, para falar só desses dois rios, e além disso também tivessem ao menos 100 m de ambas as margens meândricas protegidas com parques lineares em toda a sua extensão urbana e nelas instalados inúmeros equipamentos públicos, como praças, museus, quadras esportivas, matas secundárias, entre outras possibilidades de usos naturais ou antrópicos? Qual seria a nossa percepção se, em dias de calor, pudéssemos sentar às margens desses rios, nele molhar os nossos pés e de nossos filhos, e observar sua luxuriante fauna e flora aquáticas? Caso isso fosse verdade, o que esperar da cidade como um todo? Seria igual ao que temos hoje? Duvido.

Para outras reflexões, vale a pena assistir ao excelente documentário sobre a urbanização de São Paulo, o vídeo “Entre Rios” (<https://www.youtube.com/watch?v=Fwh-cZfWNIc>), e ver as fotos disponibilizadas em <http://arquivososriosdobrasil.blogspot.com.br/2012/01/os-rios-de-sao-paulo-em-fotos.html> ou mesmo consultar o site Rios & Ruas (<https://rioseruas.com/>).



7 CENTRO DE MONITORAMENTO E MANEJO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS: UMA PROPOSTA

Neste capítulo, são apresentadas sugestões e premissas para a criação de um núcleo de pesquisa que visa estudar e compreender a relação da bacia hidrográfica com o seu reservatório e, em particular, com as macrófitas aquáticas. Também tem como objetivo propor um programa de gestão da qualidade da água, além dos programas de monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios de múltiplos usos, em conjunto, integrando um Sistema. No entanto, as considerações e etapas apresentadas aqui não podem ser lidas como uma fórmula pronta, como já apontado em várias partes deste manuscrito. Devem ser entendidas como um roteiro mínimo, baseado na experiência do autor, expressando um conjunto de princípios a serem aplicados de acordo com cada caso, levando em considerações as especificidades de cada reservatório e sua bacia hidrográfica.

Conforme postulam Straškraba; Tundisi (2000), as competências técnicas e os recursos políticos e financeiros disponíveis, a definição dos melhores passos para atingir os objetivos propostos, o monitoramento e o eventual manejo preventivo ou corretivo, devem ser de responsabilidade do núcleo “duro” que tocará o projeto de pesquisa, isto é, da equipe de trabalho propriamente dita, que deve se basear em suas experiências. Isso quer dizer que, independente das sugestões apresentadas neste capítulo, cada caso tem suas especificidades, que devem ser contempladas no estudo geral e nas propostas dos programas de monitoramento e manejo e nas ações práticas de controle, quando necessárias.

Desta forma, não se pretende apresentar programas de monitoramento e de manejo definitivos, pois é preciso considerar as particularidades de cada reservatório. O maior esforço será na direção de se constituir um núcleo de pesquisa para desenvolver e aplicar os programas de monitoramento e manejo em reservatórios de usos múltiplos, com ênfase nas macrófitas aquáticas. Neste capítulo, assim como nos anteriores, são apresentadas algumas referências bibliográficas como sugestões de projetos iniciais considerados interessantes para o entendimento sobre a heterogeneidade espacial (horizontal e vertical) e temporal; a estrutura, função e dinâmica do reservatório, principalmente; e seu entorno, o que permitirá auxiliar na compreensão da dinâmica e do manejo das próprias macrófitas aquáticas presentes no reservatório.

7.1 O CENTRO DE MONITORAMENTO E MANEJO

O núcleo de pesquisa sugerido, um Centro de Monitoramento e Manejo (CMM) com ênfase nas macrófitas aquáticas, deverá contemplar a bacia hidrográfica como unidade de estudo (Capítulo 2), a princípio constituindo um núcleo de pesquisa restrito a um dado Sistema, integrando o conjunto de reservatórios e seu entorno. É necessário ter a bacia hidrográfica do reservatório como unidade mínima de estudo, pois, para compreender o que acontece dentro do reservatório há extrema necessidade de se conhecer em profundidade o que acontece no seu entorno. Quanto mais conhecimento se tem do entorno e suas alterações no tempo e espaço, melhores serão as considerações apresentadas sobre a estrutura, dinâmica e funcionamento do próprio reservatório, e mais bem descritos seus problemas e, conseqüentemente, apresentadas as soluções, como sólidos programas de monitoramento e manejo, seja do reservatório em si, seja do seu entorno, quando necessário (Capítulo 2). Neste livro, a ênfase é dada aos estudos do reservatório propriamente dito.

Para os estudos na bacia hidrográfica, é necessária uma sólida equipe multidisciplinar, composta por inúmeros especialistas de diversas áreas de formação. Esses estudos permitirão aplicar diversos olhares sobre os espaços, mas é fundamental conhecer as mudanças nos usos e

ocupações do solo da bacia hidrográfica ao longo do tempo e do espaço, auxiliando na compreensão de como nossas decisões nos fizeram chegar ao que temos no presente, mas também permitindo prever tendência para o curto prazo.

A sugestão para constituir CMMs específicos por conjunto integrado de reservatórios se faz necessário para que cada CMM seja um núcleo imerso em seu próprio Sistema Integrado (reservatório e bacia hidrográfica). Deste modo o CMM poderá melhor estudar e compreender o Sistema sob responsabilidade do respectivo CMM. Esse modo integrado de olhar permitirá adequar o programa de monitoramento e manejo à realidade e especificidade regional/local. No entanto, no Brasil, uma unidade federativa composta por estados, é salutar e necessário que periodicamente se reúnam os diferentes CMMs estaduais criados, ao menos para intercâmbio de experiências e padronizações de procedimentos. Na eventualidade da constituição de inúmeros CMMs, fica justificada a criação de uma unidade maior, que reúna todos os CMMs, preferencialmente ligada à Secretaria Estadual do Meio Ambiente ou de Saneamento e Recursos Hídricos do Governo do Estado de São Paulo, por exemplo (Figura 20). A motivação para a constituição de CMMs específicos por Sistema, além do já apontado, passa também pelo menor tamanho das áreas de responsabilidade de cada CMM, pois dada a sua extensão e heterogeneidade, não é conveniente atribuir a um único CMM o monitoramento e manejo de todos os reservatórios do Estado de São Paulo e de suas respectivas macrófitas aquáticas.

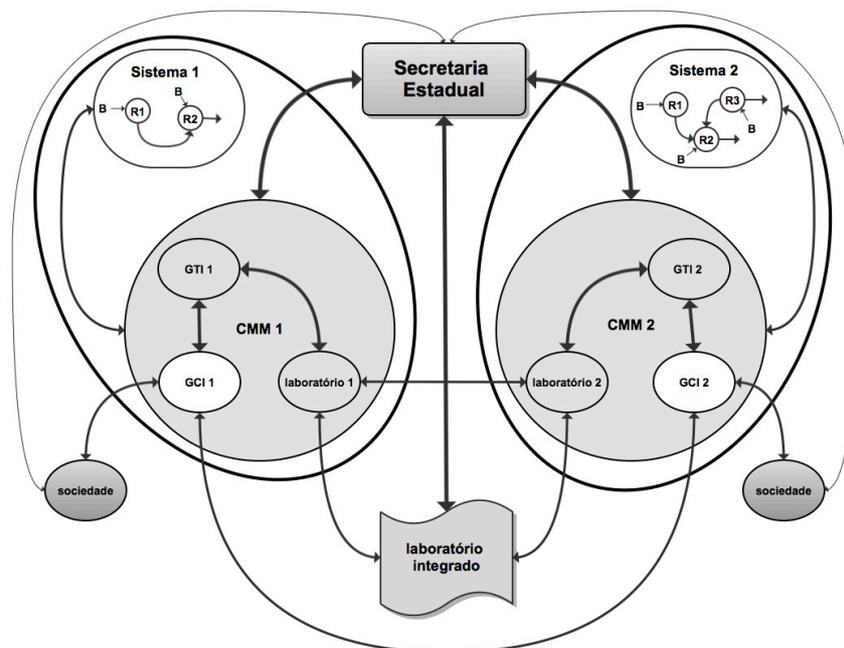


Figura 20 – Diagrama esquemático da organização das relações de dois centros de monitoramento e manejo (CMM) de macrófitas aquáticas. Em Sistema, R1, R2 e R3 são os reservatórios (R) integrados que compõem cada Sistema (1 e 2) e as setas representam a interferência da bacia hidrográfica (B) nos reservatórios e do reservatório a montante no reservatório a jusante. GTI: grupo técnico interdisciplinar; GCI: grupo consultivo interdisciplinar. Ver texto.

Justifica a escolha do Estado de São Paulo como referência para inicialmente implantar CMMs com ênfase nas macrófitas aquáticas, pois, como apontado por Cardoso et al. (2013), a) o Estado de São Paulo é uma das regiões mais industrializadas e populosas do país; b) depara-se há anos com problemas de demanda e disponibilidade hídrica, por isso apresenta um sistema de gestão melhor estruturado em relação às demais regiões do País; c) embora ainda haja a necessidade de investimentos no que diz respeito ao saneamento básico, principalmente em tratamento de esgotos, o Estado apresenta uma das melhores coberturas no setor do País, e sua rede de monitoramento é

mais bem estruturada. Além disso, o número médio de pontos de monitoramento por 1000 km² na região está dentro dos padrões mínimos estabelecidos pela União Europeia; d) há dados de monitoramento para diversos corpos hídricos de águas doces superficiais desde 1974; e) há inúmeros grupos de pesquisa em diversas universidades e institutos de pesquisa que trabalham com a temática “água” (biólogos, engenheiros, químicos e ecólogos, principalmente), refletindo em grande base de dados e em inúmeros reservatórios e rios estudados por experientes especialistas. Somam-se também os inúmeros casos de intenso crescimento de macrófitas aquáticas observados em reservatórios paulistas (Capítulo 4), como comentado neste livro, reforçando a escolha desse Estado para constituir CMMs com ênfase nas plantas aquáticas.

Temos que levar em consideração que muitas áreas de influências de dado reservatório e de sua bacia hidrográfica ultrapassam as áreas de competência política do seu respectivo governo estadual, ou mesmo o próprio reservatório já faz limite com outros estados. Desse modo, é fundamental a integração do seu monitoramento e manejo em acordo entre os Estados, mediada pelo Governo Federal. Isso também é necessário porque cada Estado tem específicos procedimentos de monitoramento e manejo, representando diferentes protocolos de avaliação. Portanto, a padronização entre os Estados é outro aspecto a ser considerado, além da discussão política sobre as ações na porção superior da bacia, ocorrida no Estado vizinho, e sua interferência na qualidade da água na porção abaixo, influenciando no desenvolvimento de algas e de macrófitas aquáticas, o que poderá prejudicar nas respostas às ações práticas preventivas empreendidas pelo CMM paulista. Assim, é fundamental que as ações tomadas na porção superior da bacia hidrográfica sejam discutidas por ambas as partes envolvidas, dirimindo eventuais conflitos.

No presente, particularmente em São Paulo, não há clara integração dos estudos de monitoramento e manejo entre os reservatórios do mesmo Sistema; também não são livremente obtidos os relatórios com dados brutos, nem mesmo os relatórios parciais ou anuais consolidados por aqueles que monitoram os reservatórios. Outro ponto é a não existência de dispositivos ou meios que divulguem a existência de tais informações. Não há site com eficiente sistema de busca e nem mesmo há link disponível para uma página, ou várias, com os documentos organizados. Uma exceção são os Relatórios de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, que, por força de norma, são anualmente disponibilizados pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) (<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>). Esses Relatórios são importantíssimos, pois, além da excelente qualidade técnica, praticamente são as únicas informações consolidadas livremente disponibilizadas relacionadas à qualidade das nossas águas (rios e reservatórios), particularmente no caso paulista. Para algumas das massas de água monitoradas pela CETESB esses Relatórios demonstram haver significativas séries históricas de dados, representando inúmeros anos de avaliações contínuas, mas para outras massas de água esses dados são mais escassos, com poucos anos de medidas, ou com um *gap*, espaçadas temporalmente.

Assim, no Estado de São Paulo, apenas alguns reservatórios têm de fato um monitoramento contínuo, como o Billings e o Guarapiranga (LOPÉZ-DOVAL et al., 2016), por exemplo, enquanto que para outros há apenas um estudo mais descritivo e momentâneo, sem constituir significativa série histórica. Disso decorre que as atuais empresas gestoras dos reservatórios passam a ter papel fundamental na avaliação da qualidade da água e do sedimento dos reservatórios, pois muitas tomam dados praticamente diários, como a densidade fitoplanctônica, em especial das cianobactérias, contribuindo na tomada de decisão sobre a adequação ou não da aplicação do algicida sulfato de cobre ou peróxido de hidrogênio, particularmente para os reservatórios Billings (braço Rio Grande) e Guarapiranga (Capítulo 3). Inclusive, em conversas com os técnicos, estes atribuem a experiência do dia a dia na definição do algicida a empregar, dependendo do grupo algal dominante. No entanto, essas informações não são disponibilizadas livremente. Daí decorre a necessidade de livre acesso aos relatórios, sem solicitação prévia. A constituição de CMMs também deveria sanar algumas dessas dificuldades, pois estudariam de forma integrada os reservatórios que constituem o Sistema e também teriam como premissa disponibilizar livremente todas as informações levantadas, conforme as normas de funcionamento sugeridas neste manuscrito.

Pensando na realidade do abastecimento público do Estado de São Paulo, em particular da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), inicialmente poderiam ser constituídos ao menos dois CMMs, um representado pelos reservatórios Billings e Guarapiranga e seu entorno e outro para os reservatórios do Sistema Cantareira e suas respectivas bacias hidrográficas. Atualmente os reservatórios Billings e Guarapiranga juntos abastecem mais de seis milhões de pessoas e parte da água da Billings, através do braço Taquacetuba, é transposta ao reservatório Guarapiranga, o que confere unidade a esses reservatórios (Capítulo 2). Eles apresentam também sólidos históricos de deterioração da qualidade de suas águas, que culminou em mais de quarenta anos de aplicações rotineiras de sulfato de cobre e em mais de vinte anos de aplicações de peróxido de hidrogênio no braço Rio Grande (Billings) e na Guarapiranga, na intenção de conter o crescimento de algas, principalmente as cianobactérias, como já comentado no Capítulo 3. Além disso, no Complexo Billings/Guarapiranga, há várias ocorrências de intensos episódios de crescimento de plantas aquáticas (Capítulo 4).

Já o chamado Sistema Cantareira é constituído por cinco reservatórios – o Jaguari, Jacaré, Cachoeira, Atibainha e Paiva Castro – interligados em cascata por canais e túneis, e juntos abastecem cerca de nove milhões de pessoas da RMSP via tomada de água de seu último reservatório, o Paiva Castro (WHATELY; CUNHA, 2006). As águas e os sedimentos dos reservatórios do Sistema Cantareira ainda se encontram em melhores condições de qualidade, quando comparados ao Complexo Billings/Guarapiranga, mas já mostram preocupantes sinais de deterioração na qualidade, particularmente no Paiva Castro, onde já ocorrem aplicações de sulfato de cobre, ainda que esporádicas (Capítulo 3; CARDOSO-SILVA et al., 2016a, b). Até o presente momento, os reservatórios do Sistema Cantareira não apresentaram eventos significativos de intenso crescimento de plantas aquáticas, exceção para o Paiva Castro, como apontado no Capítulo 4. Assim, conforme sugerido, na RMSP teríamos um CMM para estudar o Sistema Billings/Guarapiranga, com a intenção de recuperar o reservatório e seu entorno, muito degradados, além dos objetivos complementares de eliminar a aplicação de algicidas, particularmente o sulfato de cobre, que impactou e ainda impacta sobremaneira o sedimento de fundo do Guarapiranga e do braço Rio Grande (Capítulo 3), e de coletar e tratar 100% dos esgotos gerados na bacia.

O outro CMM sugerido se responsabilizaria pelo Sistema Cantareira e seria preferencialmente constituído para preventivamente desenvolver ações que minimizassem a deterioração da qualidade de suas águas e sedimentos, com melhores qualidades do que os reservatórios anteriores. No caso do CMM sugerido para o Sistema Cantareira, como parte de suas águas é proveniente do Estado de Minas Gerais, há extrema necessidade de esse CMM dialogar com as prefeituras mineiras envolvidas, bem como com o governo central do Estado, dirimindo dúvidas, reduzindo conflitos, padronizando protocolos e discutindo interesses, como já comentado.

Neste capítulo, Sistema refere-se aos reservatórios interligados e o seu entorno, como já apresentado. Para cada Sistema proposto, em relação aos reservatórios Billings/Guarapiranga e Sistema Cantareira, por exemplo, a interligação entre os reservatórios confere unidade, que, somada ao número de habitantes servidos com água na RMSP justifica o estudo dos respectivos reservatórios em conjunto, com a constituição de um CMM para cada Sistema, pois o que ocorre no reservatório acima e no seu entorno tem a potencialidade de refletir na estrutura, funcionamento e dinâmica do reservatório logo abaixo, conforme o *Cascading Reservoir Continuum Concept* (CRCC) (BARBOSA et al., 1999). Portanto, qualquer programa de monitoramento e manejo deverá contemplar abordagens em cada um dos reservatórios e suas respectivas bacias hidrográficas, integrando as informações e tomadas de decisões no seu respectivo CMM.

No presente, fruto da crise no abastecimento público da RMSP, observada de forma mais intensa a partir de 2013, estão em curso ou em estudo muitas novas interligações entre massas de água da RMSP, representando inúmeras novas transposições de bacias (Capítulo 2). Por exemplo, no braço Rio Grande, do Complexo Billings, entrou em operação a transferência de 4 m³/s de água desse braço para o Sistema Alto Tietê, em particular, transferido pela passagem de suas águas pelo rio Taiapuêba-Mirim, atingindo o reservatório de Taiapuêba. Há também a possibilidade de transposição das águas do braço Rio Pequeno, do próprio Complexo Billings, ao braço Rio Grande,

ainda em avaliação. Essas transposições e outras já em operação ou em implantação interligam toda a rede de abastecimento da RMSP, tornando o processo de gestão muito mais complexo, pois, em função da qualidade e quantidade dos volumes transferidos, a massa de água transposta impactará em maior ou menor intensidade o corpo de água receptor, interferindo no processo de monitoramento e manejo e nos padrões químicos, físicos e biológicos anteriormente observados, já de conhecimento dos tomadores de decisão.

Esses procedimentos de transposições múltiplas e pluridirecionais deixam claro que as massas de água da RMSP são consideradas altamente manejáveis, o permite compreender que os gestores aceitam com naturalidade drásticas alterações na sua qualidade, pois o que necessariamente buscam é principalmente a oferta de água à população e às demais necessidades agrícolas ou industriais da RMSP, em detrimento da sustentabilidade do corpo hídrico no longo prazo, o que também auxilia a explicar os mais de 40 anos de aplicações de sulfato de cobre no reservatório Guarapiranga e no braço Rio Grande (Capítulo 3). Essa visão preocupa, pois, com a aprovação da Resolução CONAMA 467 (BRASIL, 2015), as aplicações de sulfato de cobre e de peróxido de hidrogênio devem se intensificar nos reservatórios paulistas, estendendo esse protocolo de manejo e os decorrentes problemas na qualidade de água e do sedimento a todos os reservatórios brasileiros (Capítulos 2 e 3).

Relativo aos CMMS, poderiam ainda ser considerados a instalação de ao menos mais outros dois CMMs no Estado de São Paulo, um para estudar os reservatórios em cascata no rio Tietê (RODGHER et al., 2005; SMITH et al., 2014), e outro para os reservatórios em cascata no rio Paranapanema (NOGUEIRA et al., 2007; JORCIN et al., 2005 a, b). Já reservatórios mais isolados poderiam ser incorporados por algum dos CMMs constituídos ou mesmo serem constituídos outros CMMs para estudar reservatórios isolados localizados numa mesma região.

Na Figura 20 é apresentado diagrama esquemático da organização das relações dos CMMs, com seu respectivo Sistema e a integração dos CMMs. Caso exista mais de um CMM, a Secretaria Estadual, órgão maior, integrará todos os inúmeros CMMs constituídos. Também há sugestão de um Laboratório Integrado (LabInt), um laboratório maior e mais complexo, sempre conveniente para otimizar recursos financeiros, que se responsabilizará por análises mais sofisticadas e caras e que requeiram pessoal especializado para operar os equipamentos ali presentes. Um exemplo de laboratório integrado são os Centros Científicos y Tecnológicos (CCiTUB) (<http://www.ccitub.edu/ES/home.html>), da Universidade de Barcelona – UB (Barcelona, Espanha). Trata-se de um conjunto de infraestruturas científicas e técnicas da UB cuja principal missão é dar suporte à investigação e inovação nas áreas de Química, Ciência dos Materiais e Biociências. No Brasil, a CETESB também é um excelente exemplo de laboratório integrado. Com base na sua expertise, os profissionais lotados no LabInt poderão auxiliar os laboratórios de cada CMM a definir seus protocolos de trabalho a campo e de laboratório, desde os rotineiros até àqueles mais específicos, que melhor se ajustem aos objetivos a serem atingidos.

Vale ressaltar alguns aspectos relativos aos CMMs. Caberá a esses centros pensar nas premissas e executar ações de monitoramento e controle de biomassa de macrófitas aquáticas em seus respectivos Sistemas de responsabilidade, mas também se responsabilizará pelas etapas de coletas e análises em laboratório. A primeira abordagem tem foco principal nos estudos (premissas, proposta, execução, análise, conclusões, elaboração de relatórios e decisões das ações de controle, por exemplo) e a segunda está principalmente focada na parte analítica, no levantamento de dados por meio das análises físicas, químicas e biológicas executadas em laboratório ou a campo. Essa parte analítica, de acordo com a conveniência, poderá ser executada em laboratório integrando vários centros (LabInt) (Figura 20), ao menos para os métodos mais sofisticados, caros e que requeiram pessoal especializado, como análise de metais em sedimento pelo emprego de fluorescência de raios X, por exemplo. No entanto, é recomendável que cada CMM possua laboratório creditado e bem constituído, contemplando as análises mais rotineiras e de baixo custo e baixa manutenção. É fundamental que o CMM tenha autonomia para executar os trabalhos propostos e, em determinados momentos, para executar trabalhos complementares, não previstos e

não rotineiros, entre aqueles que compõem o foco principal do programa de monitoramento e manejo em execução.

Caso sejam instalados laboratórios para cada CMM, é necessário discutir questões relacionadas à uniformização e padronização das metodologias de campo e laboratório, bem como equipamentos, além de intercalibrar os laboratórios (protocolos, planilhas, critérios analíticos, reagentes empregados, etc.) dos diferentes CMMs; sem, no entanto, desconsiderar as especificidades de cada Sistema, seus respectivos reservatórios e entorno, pois os CMMs devem ser dinâmicos e empreender alterações nas rotinas e métodos de laboratório e campo sempre que pertinentes. Muitas vezes, as diferentes estruturas, funcionamentos e dinâmicas dos seus respectivos reservatórios e entorno demandam adequações diversas, por exemplo, como no refinamento dos métodos de determinação das concentrações das séries nitrogenadas e fosfatadas na água ou no sedimento, ou ainda nos procedimentos de contagem de organismos fitoplancctônicos ou zooplancctônicos, seja por alta densidade e baixa riqueza, seja por extrema pobreza em número desses organismos. No entanto, não há obrigatoriedade para que os CMMs executem os mesmos protocolos de monitoramento e manejo, pois sempre devem ser adequados à realidade de cada Sistema, mas é conveniente para facilitar a comparação dos resultados. Disso também decorre a sugestão de encontros técnicos periódicos para os CMMs trocarem experiências; inclusive, poderiam intercambiar profissionais nas mais diversas áreas de atuação dos CMMs, na prática diária complementando a troca de experiências. Independentemente disso, é aconselhável que os CMMs discutam a necessidade ou não da padronização e o que perdem de possibilidades de comparações caso optem por seguirem caminhos próprios e independentes.

As universidades, particularmente as públicas, são as principais instituições que desenvolvem pesquisas científicas na área ambiental no Brasil. São prioritariamente instituições de ensino que também têm como atribuição formar recursos humanos em todos os níveis. Com base nessa atribuição, as universidades têm disponibilidade para desenvolver pesquisas a campo por um reduzido período, de um ou dois anos, normalmente, sendo as pesquisas descontinuadas ao término da formação na graduação, pós-graduação ou mesmo no pós-doutoramento. Além disso, muitas pesquisas são encerradas com o fim dos recursos destinados ao financiamento de projetos, o que compromete ainda mais a continuidade das pesquisas. Assim, apesar de sua extrema competência técnica e autonomia, em sua maioria as universidades não têm estrutura que permita desenvolver estudos continuados, como os necessários para o monitoramento de longo prazo visando verificar mudanças na qualidade da água, com base nas alterações de usos e ocupações dos espaços na bacia hidrográfica, por exemplo. Essa tarefa é mais bem executada por institutos de pesquisa.

Assim, é conveniente que sejam criados e aparelhados CMMs multidisciplinares integrando especialistas de diferentes áreas de atuação, permitindo acompanhar a evolução da qualidade e quantidade da água. Os CMMs deverão ter sólida parceria com os núcleos universitários de pesquisa e outras instituições de pesquisa, tanto para discutir novas propostas de estudos como para melhor formar e qualificar, por meio da troca de experiências, seus próprios quadros de pesquisadores e funcionários técnico-administrativos. O CMM só atingirá maturidade quando deixar de ser exclusivamente um “levantador e acumulador de dados” e um “desenvolvedor e aplicador de programas de monitoramento e manejo”, como na atualidade, mas sim quando passar a gerar e testar suas próprias teorias e hipóteses, transformando-se num verdadeiro centro formador de opinião, de pesquisadores e de produção científica diversa e bem qualificada. Para que isso ocorra, seu quadro funcional deverá ser bem formado, com plano de carreira, constantemente atualizado, com a realização de cursos e participações em eventos científicos nacionais e internacionais e deverá dispor parte significativa de seu tempo para leituras técnicas, na análise de dados e principalmente na redação de documentos diversos para divulgação pública. Assim, o próprio CMM também passará a ser um pólo de referência, um espaço físico onde acontecerão encontros presenciais, palestras e cursos oferecidos a todos os interessados na área de gestão, monitoramento e manejo ambientais, em particular de reservatórios e de macrófitas aquáticas. Também deverá gerar publicações diversas, que, em conjunto com os cursos oferecidos, auxiliarão na transferência de experiências.

Relacionadas aos procedimentos de controle, as ações práticas do plano de manejo, estas não são atribuições dos pesquisadores lotados nas universidades, pois, pouca ou ingerência alguma têm para decidir e comandar qualquer trabalho num dado reservatório, salvaguardados os diminutos corpos de água dentro dos domínios físicos da própria universidade em que trabalham. Dessa forma, os pesquisadores vinculados às universidades podem atuar principalmente como consultores, quando solicitado seu auxílio. Particularmente o manejo deverá caber aos próprios CMMs, seus funcionários ou as empresas contratadas para essa finalidade, conforme atribuições definidas em normativas.

Assim, sugere-se que os CMMs sejam órgãos estaduais e que tenham como atribuição maior gerenciar aspectos relacionados à manutenção da qualidade e quantidade da água e da qualidade do sedimento dos reservatórios e seu entorno, entre outros aspectos.

7.2 ETAPAS DE UMA PESQUISA

Para o desenvolvimento de qualquer pesquisa levada a cabo pelo CMM é importante organizar um roteiro, com a definição de responsabilidades e a observância aos diferentes passos a serem seguidos numa escala temporal, representando uma sólida organização de tarefas, como sugerido neste livro (Tabela 11). Desse modo, é possível melhor organizar qualquer trabalho e não atropelar os passos a serem seguidos. A inadequação ou inexistência de organização comprometerá a qualidade dos esforços de pesquisa, quer seja em seu conjunto, quer seja em apenas uma de suas etapas, como na análise de dados ou mesmo nas principais conclusões finais e recomendações, por exemplo. Portanto, a construção de princípios que norteiem uma pesquisa, com fases e respectivas etapas, é uma das premissas básicas. Mas a definição e a constituição da equipe executora, o grupo de profissionais que na prática se responsabilizará por todo o trabalho do CMM, também não podem ser negligenciadas, sendo as primeiras tarefas. Assim, para que o CMM saia do papel e se consolide como centro de pesquisa, são necessárias algumas etapas, como já sugeridos em algumas partes deste manuscrito, algumas delas mais bem detalhadas nos itens a seguir.

Na Tabela 11, são apresentadas sugestões de fases para a criação do centro de monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios de múltiplos usos, descritas com maiores detalhes nos itens subsequentes.

Tabela 11 – Fases para a criação do centro de monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas.

Fases	Nome	Responsabilidades
Primeira	Fase estrutural	Definição do grupo de trabalho: GTI – grupo técnico interdisciplinar; GCI – grupo consultivo interdisciplinar; divulgação da informação – tecnologia de informação; definição dos métodos de campo e laboratório.
Segunda	Levantamento de dados	Etapa 1: levantamento de dados secundários; Etapa 2: preparação de projeto de pesquisa.
Terceira	Testes preliminares	Adequação do projeto proposto à realidade e definição das análises de laboratório e dos métodos de campo
Quarta	Trabalhos de campo e laboratório	Desenvolvimento do projeto propriamente dito, com trabalhos de campo e de análises de laboratório; organização e validação dos dados.
Quinta	Análise de dados	Análises estatísticas e gráficas; discussão. Preparação de relatórios técnicos parciais e consolidados.
Sexta	Propostas de programas de monitoramento e manejo	Primeira etapa: são apresentadas as inúmeras propostas dos programas; Segunda etapa: detalhada a proposta aprovada bem como seus princípios norteadores.
Sétima	Aplicação do programa de monitoramento	Colocar em rotina a proposta de monitoramento.
Oitava	Aplicação do programa de manejo	Colocar em prática, quando necessárias, as ações práticas de manejo.
Nona	Avaliação e <i>feedback</i>	Desenvolver procedimentos de avaliação e mecanismos de <i>feedback</i> .

7.3 CRIAÇÃO DO CENTRO DE MONITORAMENTO E MANEJO – FASE ESTRUTURAL

A primeira fase do trabalho proposto neste manuscrito tem como objetivo a criação do CMM. Portanto, pode ser considerada uma fase estrutural, já que nesse momento se espera que sejam

instaladas as competências e as condições objetivas que permitirão seguir com a criação, a definição da equipe de trabalho e as estruturas físicas e organizacionais do CMM.

Como primeiro passo para constituir o CMM, é preciso definir o grupo de trabalho, os responsáveis técnicos pela condução do Centro, o Grupo Técnico Interdisciplinar (GTI).

Caberá ao GTI às responsabilidades pelo gerenciamento de todo o CMM. Esse grupo se responsabilizará também pelas definições dos cronogramas de trabalho e pelas atribuições de tarefas de cada um dos membros; pela elaboração dos programas de monitoramento e manejo; pela elaboração e acompanhamento de todos os levantamentos a campo e em laboratório e a validação dos dados assim obtidos; pela elaboração dos relatórios técnicos e pela correta aplicação das decisões tomadas em todos os níveis; pela publicização das informações, entre outras tarefas.

Devido à complexidade dos estudos a serem realizados no reservatório e na bacia hidrográfica, é conveniente que ao GTI sejam integrados especialistas de muitas áreas do conhecimento; inclusive que alguns de seus profissionais já compusessem o atual quadro de técnicos de meio ambiente das secretarias de Estado e dos Municípios envolvidos, trazendo suas respectivas experiências e conhecimentos sobre a região. Reforçando o quadro de competências do CMM, também poderiam ser incorporados especialistas das empresas de abastecimento público e de tratamento de esgotos, órgãos públicos de monitoramento e fiscalização ambientais já atuantes no Sistema em questão. Portanto, é pertinente considerar que ao GTI sejam incorporados aqueles que já têm contato com o Sistema estudado, trazendo suas competências ao grupo de estudos, mas sempre contando com novas contribuições, visto a abrangência das qualificações necessárias à tarefa de monitorar e manejar o reservatório e o seu entorno.

Independente de outras possibilidades para a formação do corpo de especialistas que irá compor o GTI, como tarefas iniciais o grupo deverá emitir parecer circunstanciado demonstrando possuir as competências necessárias à condução do CMM ou também circunstanciadamente sugerir a incorporação de novos especialistas, além dos já sugeridos na sua estrutura. Complementa esse documento a descrição das primeiras tarefas e prazos para sua execução, além da descrição das atribuições de cada membro do GTI e seus subgrupos, como o de Métodos de Campo (MetCam) e o Métodos de Laboratório (MetLab), por exemplo. Esses últimos subgrupos de trabalhos sugeridos (MetCam e MetLab) serão compostos por parte dos membros do GTI, com maior afinidade aos respectivos temas. Esses profissionais serão os responsáveis por apresentar quais os melhores métodos e as estratégias de campo e de análises em laboratório para o trabalho proposto, as rotinas diárias empregadas nos estudos executados pelo CMM, posteriormente discutidas e definidas por todos. Quando necessário, poderão trocar experiências com os profissionais do Laboratório Integrado (LabInt) ou de outros CMMs. Complementam as ações dos MetCam e MetLab a preparação de documentos técnicos apresentando as vantagens e desvantagens para cada método sugerido e suas alternativas, e porque determinado método é o mais adequado ao trabalho proposto. Como sugestão, o GTI deverá contar com a participação de especialista em geomática, limnologia, hidrologia, estatística, geografia, engenheiros, química ambiental, sociologia, abastecimento público, gestão ambiental, ecotoxicologia, saúde pública, botânica (vegetais inferiores e superiores), zoologia (vertebrados e invertebrados), entre outros profissionais com nível universitário e médio.

O GTI deverá realizar plenárias técnicas ao menos mensais para discutir os dados levantados ou outras providências tomadas ou por tomar, como mecanismo de *feedback* e, de acordo com a necessidade, propor ajustes em todas as etapas e atividades em curso coordenadas pelo GTI.

Além da constituição do GTI, é bem conveniente a criação do Grupo Consultivo Interdisciplinar (GCI). O GCI tem como principal função ser o interlocutor natural do GTI. Visa debater as propostas e as ações sugeridas pelo GTI; apresentar considerações sobre os relatórios parciais e os consolidados, incorporando sugestões; aprovar os relatórios técnicos e acompanhar a correta aplicação das decisões e dos cronogramas de trabalho sugeridos pelo GTI, por exemplo.

O GCI também deverá ser composto por equipe multidisciplinar, composto por especialistas em inúmeras áreas do conhecimento, como pesquisadores de universidades e institutos de pesquisa, além de representantes da sociedade civil organizada, como ONGs e outros grupos locais, tais como associações de bairros, associações escolares, sindicatos e associações de trabalhadores e patronais

industriais e agrícolas e outros grupos que comprovadamente tenham representatividade local, preferencialmente respeitando a proporcionalidade entre os grupos representados, no entanto, nunca com maior representação das entidades ligadas aos poderes públicos e patronais, em conjunto ou isoladas. Na eventualidade de alguma prefeitura não ter quadro funcional lotado no GTI, poderá compor o GCI. Como sugestão, poderia ocorrer um rodízio de representantes entre todas as prefeituras das respectivas bacias hidrográficas sob responsabilidade do CMM, tanto no GTI como no GCI. Também deveria compor esse grupo ao menos um representante do Ministério Público Estadual. Portanto, há sugestão para que o GCI seja composto por representantes e suplentes, mas lotados em outras esferas de governo, universidades, indústrias, sindicatos, associações de bairro e ONGs, por exemplo, com mandato com tempo de permanência a definir, mas de no mínimo dois anos, com apenas uma recondução, empregando parte de seu tempo de trabalho nas tarefas do GCI.

O GCI também poderá sugerir a incorporação de novos especialistas e solicitar novas ou mais detalhadas informações ao GTI, complementando os levantamentos a campo e as análises de laboratório apresentadas. O GCI terá autonomia para eventualmente solicitar auditoria independente ou apoio de especialistas, para melhor acompanhar os trabalhos do GTI e, até mesmo, contratar pesquisas complementares que permitam corroborar ou não as conclusões, opiniões e sugestões do GTI, redirecionando-as à luz desses estudos complementares. Sugerem-se plenárias ao menos bimestrais para discussões entre o GTI e GCI, mas com pelo menos duas grandes reuniões anuais para discussão e aprovação dos relatórios técnicos anuais, uma para o relatório parcial e outra para o consolidado, a ocorrer com a participação conjunta dos membros do GCI e GTI.

Dessa forma, caberá ao GTI sempre se reportar ao GCI. Por ser constituído de representantes locais e dos diversos níveis da estrutura de poder, o GCI modulará os interesses da sociedade, trazendo diferentes pontos de vistas, o que sem dúvida reduzirá os conflitos futuros e facilitará as aplicações das decisões, como sugerido por Reichert et al. (2007).

No caso do Brasil, em particular no Estado de São Paulo, os atuais gestores do Sistema têm grande autonomia no monitoramento e manejo, aplicando os programas conforme seus próprios princípios e interesses. No presente possuem sólidos interlocutores apenas entre as inúmeras instâncias do próprio governo estadual, mas com pouca ou quase nenhuma participação de outros setores da sociedade civil organizada. Desse modo, a instalação e a composição do GCI visam também quebrar essa prática, pois, ao se constituir o GCI, se espera trazer maior pluralidade de ideias e de atores. Sua atuação junto ao GTI permitirá trazer maior transparência e à tona os interesses da sociedade em geral e não só dos gestores ou dos representantes do Estado.

O GCI comporá o CMM, mas caberá às entidades constituintes a livre indicação de seus representantes, como ocorre na indicação dos membros da sociedade civil do Conselho Estadual do Meio Ambiente – CONSEMA (<http://www.ambiente.sp.gov.br/consema/>), do Estado de São Paulo.

Espera-se que o GCI tenha a necessária autonomia e independência para questionar as decisões e sugestões do GTI e mesmo as ações das Secretarias de Estado e das prefeituras componentes do Sistema, que eventualmente influenciarão negativamente na qualidade dos serviços ecossistêmicos oferecidos pelos reservatórios sob responsabilidade do CMM e do próprio trabalho de monitoramento e manejo executados pelo Centro. O GCI também poderá compor subcomissões para trazer discussões acumuladas nas mais diversas áreas de interesse.

Nessa primeira etapa, em conversas com o GCI, também devem ser discutidos e definidos pelo GTI os métodos de campo e laboratório e as estratégias de coleta de dados primários, bem como qual será a estrutura laboratorial e de campo mínimas necessárias para executar os estudos propostos.

A definição prévia de normas e procedimentos de funcionamento do GTI e GCI e de sua relação garantem maior transparência nas discussões e tomadas de decisão, o que sem dúvida contribuirá para maior aceitação das decisões tomadas e das respectivas ações práticas diversas, como discutido por Reichert et al. (2007), implicando necessariamente no desenvolvimento de boas práticas na relação entre os pesquisadores, outras agências municipais e estaduais e outros atores locais, como sugerido por Straškraba; Tundisi (2000). A relação entre os grupos deverá ser de forma a não inviabilizar os trabalhos de ambos. E recomendam-se ao menos reuniões bimestrais e

duas amplas reuniões anuais, uma para a discussão do relatório parcial e outra, aberta a interessados, para aprovação do relatório final consolidado, como já sugerido.

Do modo como está sugerida a estrutura do CMM, este poderia ter suas atribuições estendidas, passando a ser o principal órgão de referência na discussão das ações sobre as bacias hidrográficas e seus impactos na qualidade de todas as águas do Sistema, e não somente relacionadas aos reservatórios e nem mesmo somente referente às macrófitas aquáticas.

Ao GTI não só caberia ser o condutor do CMM, mas também deveria empregar sua competência, conhecimentos da região e a estrutura do Centro como agente transformador da realidade local, particularmente no que concerne à melhoria da qualidade da água e do sedimento do reservatório e seu entorno, dialogando com a população regional e local, explicando como os usos e ocupações dos espaços interferem nos usos múltiplos do reservatório, em particular, impactando negativamente na qualidade da água e no crescimento das macrófitas aquáticas. O CDCC, como é conhecido o Centro de Divulgação Científica e Cultural da Universidade de São Paulo (USP), localizado na região central da cidade de São Carlos (SP), é excelente exemplo a ser seguido, pois tem como objetivo principal estabelecer um vínculo entre a universidade e a comunidade, facilitando o acesso da população aos meios e aos resultados da produção científica e cultural da própria USP (<http://www.cdcc.usp.br/>). Portanto, o GTI também deveria se responsabilizar pelos trabalhos de divulgação científica, com palestras em escolas, inclusive recebendo os escolares ou grupos de professores, por exemplo. Mas também poderia desenvolver e aplicar cartilhas com teoria e procedimentos para monitoramento voluntário independente, entre outras produções, para treinamento de professores da rede pública de ensino, que transmitiriam os conhecimentos adquiridos aos seus alunos.

Na mesma direção de fortalecer o contato do CMM (GTI e GCI) com a comunidade, deve ser criado um espaço de divulgação, por exemplo, um estruturado site para publicizar todas as informações geradas ao longo dos trabalhos, tais como as atas de reuniões ordinárias e extraordinárias, minutas e atas das reuniões, relatórios técnicos parciais ou consolidados, os programas de monitoramento e manejo e os documentos gerados pelo MetCam e MetLab, por exemplo. Todas as informações referentes ao GTI e GCI também devem ser depositadas em um banco de dados e disponibilizadas em site, com acesso livre, incluindo os nomes e contatos dos componentes e respectivas instituições que representam, as normas de funcionamento do CMM e de cada subgrupo ou subcomissões constituídas e os procedimentos para que a população em geral contate os membros do GTI ou GCI. No entanto, não há a necessidade de um grupo de especialistas em tecnologia da informação (TI) para cada CMM, pois o grupo de TI também poderia compor o LabInt, atendendo aos vários Centros, como já comentado. Num primeiro momento, os profissionais de TI devem trocar informações com os grupos gestores de cada Centro para compreender suas necessidades e interesses, o que é pertinente para a montagem das estruturas do site e do banco de dados.

A publicação, em sites, blogs, redes sociais e outros meios de divulgação junto ao público externo ao CMM, dos trabalhos executados e dos resultados obtidos e consolidados pelo Centro é uma etapa fundamental e essencial na comunicação do CMM com todos os interessados. É extremamente conveniente a liberação mensal de tabelas consolidadas com os dados levantados a campo e em laboratório, permitindo a toda comunidade acompanhar a evolução da qualidade da água do reservatório, por exemplo, independente da obrigatoriedade, definida em norma, da liberação pública de ao menos um relatório técnico anual, como hoje executado pela CETESB. Aproveitando a internet de alta velocidade hoje disponível, poderiam ser disponibilizadas inúmeras câmeras IP com imagens externas dos reservatórios. Do mesmo modo, poderiam ser instalados sensores nos reservatórios, como os sugeridos por Tundisi et al. (2004). Estes pesquisadores desenvolveram o SMART (*Real Time Monitoring System*), que tem como base uma sonda móvel automatizada, para fazer a leitura na superfície e desce até 28 metros de profundidade, fazendo leituras a cada 25 centímetros e depois ela faz leituras no caminho inverso, medindo 11 variáveis da qualidade da água. Como essas medidas ocorrem em tempo real, poderiam ter suas representações

gráficas disponíveis *on-line* além da disponibilização livre dos dados, como ocorre no site do GLOS (*Great Lakes Observing System* - <http://portal.glos.us/>).

A constituição do site e a divulgação científica de todos os trabalhos visam facilitar a transferência de informações para aos cidadãos em geral, dando visibilidade e credibilidade aos trabalhos e às ações propostas pelos CMMs, fundamentais para permitir a efetiva participação de todos na solução dos problemas ambientais do seu entorno.

7.4 LEVANTAMENTO DE DADOS

Concomitante à própria organização do CMM e das atribuições de tarefas aos seus membros, há de se começar também os trabalhos de levantamento de informações.

Numa primeira etapa, podem ser iniciados os levantamentos de dados secundários, isto é, informações já publicadas e disponibilizadas por vários meios e entidades públicas ou privadas. Há necessidade ainda de ao menos serem iniciadas as discussões para o desenvolvimento do delineamento experimental e suas premissas, visando o levantamento de dados primários nos próprios reservatórios e no entorno, além de serem realizadas inúmeras visitas técnicas para reconhecimento da área de estudo.

Serão atribuições do GTI, mas o GCI poderá contribuir com sugestões e levantamentos efetuados pelos seus próprios membros, a obtenção de documentos e a solicitação de autorização para consultar bancos de dados gerados por inúmeros grupos e instituições públicas ou particulares. Devem ser consultados relatórios diversos, monografias, dissertações, teses, livros, capítulos de livros, artigos técnicos e de divulgação científica, publicações independentes, pareceres técnicos e jurídicos e matérias de jornais, entre outros materiais, que constituirão uma sólida biblioteca virtual e física, com informações relacionadas ao Sistema em estudo, aos reservatórios e a suas respectivas bacias hidrográficas. Todo material bibliográfico levantado deverá ser listado em site contendo as informações pertinentes relacionadas aos procedimentos para solicitar cópia dessas publicações aos membros do CMM interessados, em intranet. É recomendado disponibilizar link para baixar livremente aquelas publicações de acesso aberto, enquanto que para outras, de acesso restrito, poderão ser disponibilizados apenas os seus links originais para individualmente os interessados efetuarem a consulta e solicitação de cópia, particularmente para os membros externos ao CMM. Para as revistas científicas, o Governo Estadual poderá solicitar acesso nos moldes hoje já disponibilizados às universidades públicas estaduais paulistas, através do Portal de Periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) (http://www-periodicos-capes-gov-br.ez67.periodicos.capes.gov.br/index.php?option=com_phome). Independente da necessidade de informações relacionadas ao objeto de estudo, também devem ser obtidas publicações de referência pertinentes às necessidades das análises físicas, químicas e biológicas efetuadas em laboratório e campo, entre outras publicações, como o conceituado *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (RICE et al. 2012), por exemplo, ou mesmo o famoso *Manual de soluções reagentes e solventes* (MORITA; ASSUMPCÃO, 2014), entre outras dezenas de obras de referência.

Nesse momento, é fundamental a colaboração das empresas de saneamento e de monitoramento ambiental disponibilizando a série histórica de dados que possuem sobre a região. Secretarias ou órgãos dos Estados, do governo federal e de prefeituras inseridas na área sob responsabilidade do CMM também deveriam colaborar dispondo seus próprios relatórios técnicos de projetos desenvolvidos. No caso paulista, devem ser levantadas informações acerca de todos os programas de monitoramento executados ou em execução na bacia hidrográfica, tais como nas praias públicas, como os de balneabilidade, nos reservatórios, os relatórios de qualidade das águas interiores, no solo, relativos às águas subterrâneas e de disposição de resíduos sólidos, relativo à qualidade do ar, entre outros programas de monitoramento, como os executados pela CETESB, SABESP e pela Empresa Metropolitana de Águas e Energia S.A. (EMAE), por exemplo.

É importante avaliar a qualidade da produção obtida, de modo a não inviabilizar ou restringir seu uso. A não atualidade do material obtido implicará na necessidade de trabalhos complementares, levantando informações ausentes ou mesmo para atualizar os dados obtidos.

Com o levantamento de dados secundários, espera-se ter suficiente subsídio para elaborar um diagnóstico da área sob responsabilidade do CMM, o que também subsidiará as tomadas de decisões visando a elaboração de um projeto de pesquisa multidisciplinar para amplo levantamento de informações a campo, os dados primários.

7.5 PROPOSTAS DE ESTUDOS

Quanto aos estudos que permitam compreender a estrutura, dinâmica e funcionamento dos reservatórios, há um sem fim de possibilidades, algumas delas apresentadas a seguir.

Há os tradicionais estudos levados a cabo pelos Profs. Drs. José Galizia Tundisi e Takako Matsumura-Tundisi, hoje vinculados ao Instituto Internacional de Ecologia (São Carlos, SP), que em inúmeras oportunidades privilegiaram estudar a região mais profunda do reservatório, a zona da barragem. Nessa estação, executaram amostragens da água em diferentes profundidades, com a coleta de fitoplâncton e zooplâncton e avaliações da produtividade primária fitoplanctônica, com o método do oxigênio dissolvido ou do carbono 14, entre outras inúmeras abordagens. Alguns desses estudos foram executados em períodos de 24 horas de coletas, chamados de variações nictimerais, com coletas a cada 4 horas. Mas também foram executados estudos com uma amostragem ao mês, por doze meses, representando um ciclo anual completo.

Além das análises pontuais na zona da barragem executadas em um dado reservatório, Tundisi e Takako coordenaram inúmeros outros trabalhos que visaram examinar comparativamente lagos naturais e reservatórios. Cabe destacar o projeto “*Tipologia de represas*” (TUNDISI, 1981), ou apenas *Tipologia*, como ficou conhecido, financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), um expressivo marco no estudo de reservatórios no Estado de São Paulo. Foi um projeto de fôlego, pois o grupo efetuou estudo comparativo em 52 reservatórios distribuídos por todo o Estado (Figura 21).

No *Tipologia*, os estudos desenvolvidos não só permitiram ampliar o conhecimento sobre os mecanismos de funcionamento de reservatórios, esclarecendo as diferenças entre lagos e reservatórios, mas também aprimorou a metodologia para comparação de reservatórios. Esse projeto também enriqueceu as coleções de organismos aquáticos mantidos em institutos de pesquisa; permitiu a publicação de 150 trabalhos no Brasil e no exterior, quatro livros (três deles no exterior); formou dez doutores e quinze mestres; e inspirou pesquisas semelhantes em Minas Gerais e no Paraná (<http://www.bv.fapesp.br/linha-do-tempo/517/represas-paulistas/>). O projeto *Tipologia* seguiu as ideias apresentadas pelo Prof. Ramon Margalef (MARGALEF et al., 1976) (Universidade de Barcelona, Barcelona, Espanha), que tinha como principal objetivo comparar 100 reservatórios espanhóis em termos de trofia. Esse estudo coordenado pelo Prof. Margalef foi um dos primórdios da Diretiva Quadro da Água, a vigente normativa da Comunidade Europeia que visa manter a água e o sedimento dos reservatórios em bons potenciais químico e ecológico, ou seja, em condições em que os impactos antrópicos sejam mínimos (EUROPEAN COMMISSION, 2000; MOSS, 2008; CARDOSO-SILVA et al., 2013).

Relativo ao grupo coordenado pelo prof. Tundisi, também merece destaque o *paper* “O modelo Broa” (TUNDISI, 1980), com a apresentação das premissas para se estudar um reservatório. Há ainda dezenas de outras importantes contribuições realizadas pelo grupo, como o trabalho que discorre sobre a estratificação hidráulica (TUNDISI, 1984) e sobre o monitoramento e manejo de reservatórios (STRAŠKRABA; TUNDISI, 2000), entre outras temáticas. Entre as publicações também merecem destaque Tundisi; Straškraba (1999), livro que versa sobre ecologia de reservatórios, além do já tradicional Tundisi; Matsumura-Tundisi (2008), um excelente livro de cabeceira para todo gestor de reservatórios. Juntos, os professores Tundisi e Takako têm uma lista de publicação de centenas de títulos e mais de uma centena de profissionais se especializaram sob suas orientações diretas. Dessa forma, aqueles que estudam os reservatórios no Brasil, sem demérito

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 de rio o crescimento fitoplânctônico é limitado pela pouca luz disponível; na zona da barragem, pelo excesso de luz na superfície (fotorespiração) e por deficiência nutricional, decorrente das baixas concentrações de nutrientes. Nesse gradiente teórico observado ao longo do eixo principal do reservatório, a zona mais distante da barragem tem características mais lóxicas e eutróficas, já a zona próxima da barragem tem características de ambiente lântico, mais oligotrófica.

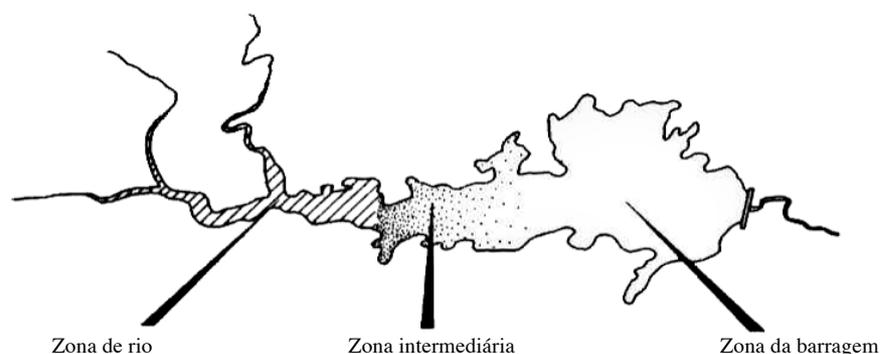


Figura 22 – Zonas Teóricas em um reservatório. Modificado de Kimmel et al. (1990).

Desse modo, para reservatórios muito alongados, pode ser uma opção estudar esses três compartimentos, como realizado no braço Rio Grande, por exemplo (MEIRINHO et al., 2015). Mas nem sempre as principais entradas ou saídas de água em volume seguem o canal do principal rio formador do reservatório. Assim, além das três zonas sugeridas acima, também é conveniente considerar outras importantes entradas de água nos reservatórios, bem como outras significativas saídas em termos de volume, não só considerando a saída pela barragem.

Na Figura 23, podemos observar os pontos de coletas sugeridos nos reservatórios do Sistema Cantareira. Além de considerar amostrar em estações de coletas localizadas nas zonas de rio (R), barragem (D) e central (C), também é pertinente coletar amostras nos canais de saída para os reservatórios a jusante e no ponto correspondente à entrada de água do reservatório a montante (no nosso exemplo são os pontos JC-C7/CA-C7 e CA-C6/AT-C6). Dessa forma, nos reservatórios intermediários, ao menos cinco pontos de coletas são sugeridos. Um desses pontos está localizado na entrada do rio principal, o outro na entrada de água decorrente da conexão com o reservatório a montante, um ponto na região central, outro na zona da barragem e por último mais um ponto localizado no canal de saída de água para o reservatório a jusante. Nessas estações de coletas, podem ser amostrados tanto a água bruta como o sedimento. Em cada estação a água poderia ser coletada em perfil, em diferentes profundidades (PADIAL et al., 2009), ou mesmo empregando-se procedimento alternativo, integrando a zona fótica (PÁDUA, 2009; NAVARRO et al., 2006; BECKER et al., 2010). Também é possível amostrar apenas a água superficial, representando um grande número de pontos (POMPÊO et al., 2015), ou o sedimento em um gradiente em direção à barragem (MARIANI; POMPÊO, 2008; POMPÊO et al., 2013). A estratégia de amostragem também deve permitir observar gradientes ou zonas no reservatório, daí a importância de se amostrar inúmeros pontos no reservatório distribuídos horizontal e verticalmente.

Em outro exemplo (Figura 24), é possível observar que na Análise de Componentes Principais (ACP) o *Component 1* explica 44,04%, enquanto que o *Component 2* explica 16,2% da variância. Nessa ACP, também verificamos três agrupamentos formados. O primeiro agrupamento é composto pelos reservatórios Ituparanga, Igaratá, Paiva Castro, Atibainha e o braço Rio Grande, relacionados aos menores níveis de trofia. O segundo é formado pelos reservatórios Guarapiranga e Broa e estão relacionados aos elevados valores de clorofila *a* e do íon amônio, principalmente; enquanto que o terceiro grupo é composto pelos reservatórios Barra Bonita e Salto Grande. Estes

últimos reservatórios estão relacionados aos elevados valores de condutividade elétrica e nitrito. Os reservatórios Guarapiranga, Broa, Barra Bonita e Salto Grande estão associados aos maiores níveis de trofia.

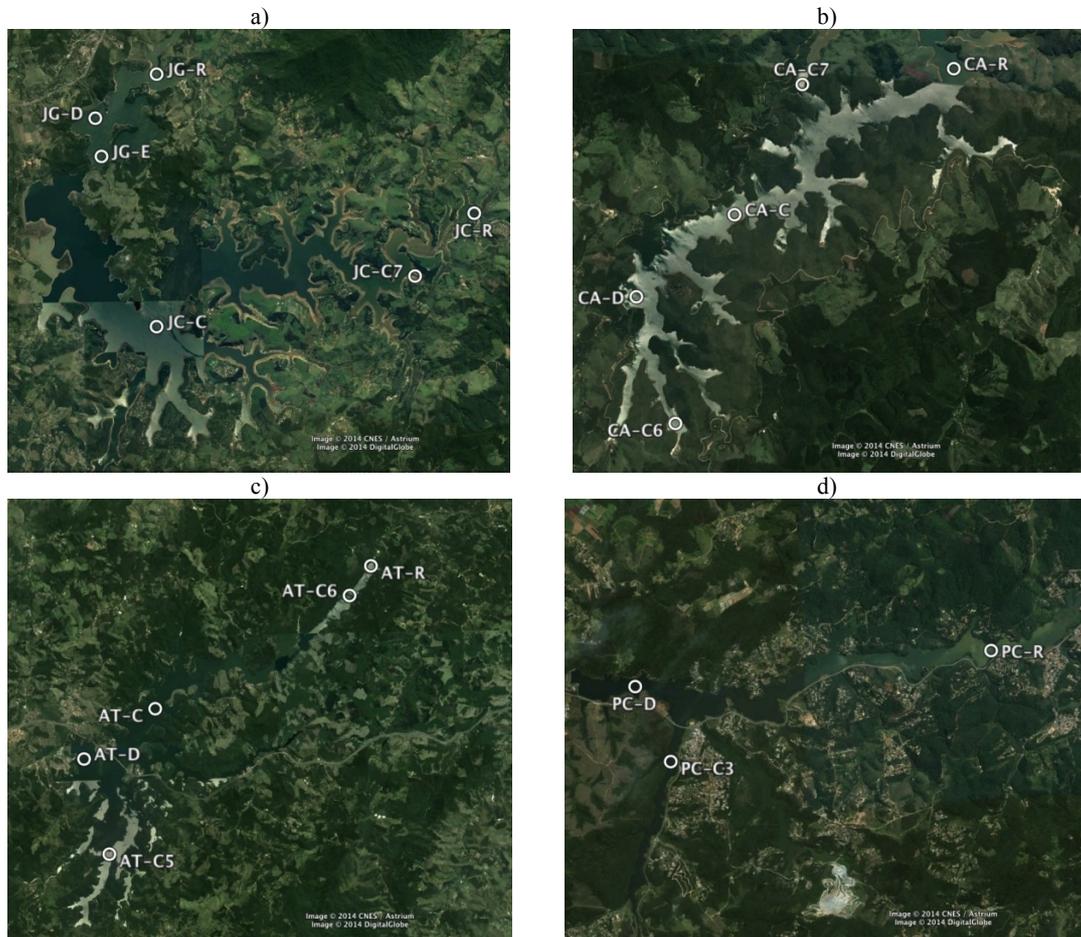


Figura 23 - Pontos de coleta (o) nos reservatórios do Sistema Cantareira; (a) reservatórios Jaguari - JG e Jacaré - JC, (b) reservatório Cachoeira - CA, (c) reservatório Atibainha - AT, e (d) reservatório Paiva Castro - PC. Legenda: R - rio; C - Centro; D - “dam”, barragem; C7, C6 e C5 - canais de conexão entre os reservatórios; C3 - canal de saída de água do reservatório Paiva Castro para a Estação de Tratamento Santa Inês. Imagens extraídas do Google Earth.

A ACP também sugere diferenças entre os pontos de coletas, mais bem marcados no reservatório Guarapiranga, com a estação localizada no rio Parelheiros (GuaP) discriminando das demais, refletindo numa forte heterogeneidade espacial na qualidade da água desse reservatório, principalmente associada ao íon amônio. No ponto GuaP foi determinada a maior concentração de amônio de todos os reservatórios estudados, da ordem de 1.297,67 $\mu\text{g/l}$. Outra interessante observação é verificar que o reservatório do Broa compõe grupamento com o Guarapiranga. Tundisi et al. (2015) sugerem que a passagem da oligomesotrofia do reservatório do Broa para um estado eutrófico é uma clara evidência do efeito das mudanças globais em um ecossistema de água doce local e regional. Segundo esses autores, os impactos das florações de cianobactérias observadas no reservatório foram imediatos, principalmente nos usos do sistema para recreação, pesca desportiva, desportos aquáticos, devido ao perigo de toxicidade potencial dessas cianobactérias. A proximidade do Broa ao grupamento formado com o reservatório Guarapiranga também sugere que o esgoto doméstico é o que mais contribui para a entrada de nitrogênio e fósforo, como ocorre no

Mas a própria sequência de coleta também pode interferir nos resultados observados. No braço Rio Grande, do Complexo Billings, Pompêo et al. (2015) coletaram 59 amostras de água superficial, no sentido montante - jusante, da zona de rio em direção à barragem. Ao analisarem os dados de temperatura da água, os autores observaram marcado incremento no mesmo sentido da coleta. Essa forte tendência observada pode ser explicada pelo aumento da radiação solar ao longo do dia, que aqueceu continuamente a água superficial, mas só observada no mesmo sentido da coleta, o que resultou no marcado padrão observado. Deste modo, os autores optaram por descartar a temperatura das análises estatísticas. Isto teria sido solucionado caso a coleta tivesse ocorrido de modo aleatório, com o emprego do sorteio das estações. No entanto, para um reservatório com mais de 10 km de comprimento torna-se inviável a coleta aleatória, com o barco se deslocando para cima e para baixo do corpo de água, à medida do sorteio do respectivo ponto de coleta. Uma forma de minimizar esse problema é reduzir ao mínimo o tempo de coleta com o emprego de amostradores mais práticos, tal como *bailers*, ou pelo emprego de mais de uma equipe de campo, com dois ou três barcos disponibilizados para a coleta.

Além das sugestões apresentadas, outros aspectos também devem ser considerados para melhor compreender a estrutura, função e dinâmica dos reservatórios e sua biota, em particular das macrófitas aquáticas. Como já comentado ao longo deste livro, há muitas possibilidades de estudos, e os apresentados aqui poderiam ser a base inicial. As considerações então geradas levantariam outras questões e novos estudos, mais específicos e tão sofisticados quanto os necessários poderiam ser executados para se observar/testar o que se procura conhecer. Por exemplo, as sondas multiparâmetros, como os inúmeros modelos da Horiba ou Yellon Spring, hoje são muito empregadas no Brasil. No entanto, também há outras tecnologias em uso para estudar em perfil os reservatórios. Os CTDs, da *Sea-Bird Profiling CTDs* (<http://www.seabird.com/products/profiling-ctds>), por exemplo, que apesar do nome sugerir medidas de *Conductivity*, *Temperature* e *Depth* (CTD) são configuráveis na medida do interesse para medir inúmeros pigmentos, oxigênio dissolvido, pH, turbidez, etc. Apesar do custo elevado, sua robustez e precisão permitem grande detalhamento no perfil, entre outras possibilidades de uso, e praticamente em tempo real auxilia na tomada de decisão das profundidades de coletas.

7.6 TROPICALIDADE?

Os estudos de Mariani (2010) mostram evidências da forte inter-relação entre as características físicas e químicas da massa de água e do sedimento no braço Rio Grande (Complexo Billings). Seus dados sugerem que a interdependência é de tal ordem que, para melhor explicar o que ocorre no sedimento, é necessário estudar a massa de água e vice e versa. Isto é, os processos que ocorrem no sedimento só podem ser mais bem compreendidos se forem levadas em considerações as alterações que ocorrem na massa de água, nesse caso principalmente decorrente do processo de desestratificação térmica (*mixing*), de modo geral mais marcante após as passagens de frentes frias. Essas considerações são baseadas nas análises dos teores de metais presentes na água de fundo, meio e superfície e os respectivos teores de metais determinados no sedimento, amostrados em estudo intensivo, ao longo de 14 dias, com amostragens em dias alternados. Portanto, apesar de o sedimento demonstrar ter dinâmica bem marcada o que ocorre nele reflete diretamente na massa de água e o que ocorre na massa de água também interfere diretamente na dinâmica do próprio sedimento, com grande interdependência entre ambos.

Os trabalhos de Mariani (2010) também sugerem que há um descompasso entre as passagens de frentes frias e as alterações nas concentrações de metais na coluna de água. Foram observadas alterações nas concentrações de metais na massa de água apenas alguns dias após a passagem da frente fria e, conseqüentemente, da desestratificação térmica. Dessa forma, num primeiro momento estudos realizados simultaneamente na água e no sedimento não demonstrariam forte correlação entre ambos, visto que o ocorrido no sedimento refletirá na massa de água apenas posteriormente, mas só se ocorrer processo de mistura. Do contrário, com forte estratificação térmica, o sedimento de fundo e a água de superfície terão fraca correlação, separados pelo metalimnio. Nesse sentido,

quanto mais marcada e persistente a estratificação térmica, menor a relação da massa de água superficial e o sedimento, sendo mais bem explicados os padrões observados no sedimento superficial estudando a água hipolimnética.

Outro aspecto levantado pelo estudo de Mariani (2010) diz respeito à “tropicalidade”. Um clássico lago teórico europeu de região temperada passa por fases de mistura e estratificação, segundo as estações do ano, como descrito em Schäfer (1984) ou Wetzel (1981), com um marcado padrão anual, com reflexo nas características físicas, químicas e biológicas da massa de água. Já na região tropical, inúmeros lagos e reservatórios do Estado de São Paulo são rasos e polimíticos, com potencial período de mistura a cada passagem de frentes frias, como demonstrado por Tundisi et al. (2004) para o reservatório do Broa (Itirapina, São Paulo, Brasil). Assim, um reservatório de região temperada apresentar-se-á mais “estável” quando comparado a um lago de região tropical e, portanto, sua massa de água e seu sedimento de certa forma são “mais previsíveis”. Ambos os lagos, o tropical e o de região temperada, apresentam uma estabilidade dinâmica, mas o lago tropical apresentaria tendência a maiores variações no curto prazo do que o lago de região temperada. Por sua vez, este apresentaria tendência a maiores amplitudes em uma escala de tempo maior, anual. Assim, alguns reservatórios tropicais, com rotineiros processos de mistura a cada passagem de frentes frias, teriam a qualidade de suas águas e de seus sedimentos superficiais menos previsíveis decorrentes desse processo de mistura e da maior interação entre a massa de água e o sedimento, conforme sugerido pelos trabalhos de Mariani (2010). Sendo isso verdade, esse fato implica que na região tropical as mudanças observadas na qualidade da água e do sedimento podem ocorrer mais rapidamente, criando uma maior heterogeneidade temporal na qualidade da água e do sedimento. Esse padrão também contribuirá para a construção de uma heterogeneidade espacial (horizontal e vertical), pois há maiores possibilidades de processos de *mixing* e estratificações química e térmica, dependendo da direção predominante do vento (resistência e estratificação), da profundidade máxima e de como a porção do reservatório está encaixada no terreno (*fetch*), além das diferentes qualidades das águas que entram pelos tributários, por exemplo, como observado por Pedrazzi et al. (2013) e Cardoso-Silva et al. (2014).

Todos os aspectos abordados acima sugerem que para melhor compreender a estrutura, função e dinâmica de um dado reservatório, sem excluir outras possibilidades, são necessárias as seguintes ações:

- a) horizontalmente, é necessário distribuir pontos de amostragens tanto na massa de água como no sedimento, também contemplando estações nos inúmeros braços do reservatório, ao menos nos mais importantes em termos de volume ou nos impactos observados;
- b) no delineamento experimental devem ser contemplados estudos em várias escalas temporais (de curta a longa duração), visando observar inúmeros aspectos relacionados à dinâmica e qualidade da água, bem como relativos aos seus reflexos nos padrões observados no sedimento e ao crescimento da comunidade de macrófitas aquáticas, em particular, ou outros organismos (MARCÉ et al., 2016);
- c) preferencialmente o delineamento experimental também deverá contemplar estudos conjuntos na massa de água e no sedimento;
- d) também considerar pontos de amostragens nas principais entradas e saídas de água, além da zona da barragem e de rio;
- e) verticalmente, considerar amostragens em diferentes profundidades da massa de água, além de amostragens integrando a coluna de água e a zona fótica (NAVARRO et al., 2006; PÁDUA, 2009; BECKER et al., 2010);
- f) relacionado à periodicidade amostral, para reservatórios mais impactados, como os mais eutróficos, as amostragens devem ocorrer com menor espaçamento temporal. Para os ultraoligotróficos ou oligotrófico, com impactos antrópicos bem menos significativos, na dependência dos objetivos do monitoramento, as coletas poderiam ocorrer em duas épocas do ano, no período seco e chuvoso, apenas;

- g) no caso dos reservatórios com significativas aplicações de sulfato de cobre, durante a aplicação também é muito importante acompanhar a evolução das concentrações de oxigênio dissolvido, uma vez que a literatura demonstra que há forte redução em suas concentrações decorrentes da aplicação do sulfato (HANSON; STEFAN, 1984), o que poderá impactar significativamente outros organismos não alvos. Já nos momentos de intensas aplicações de peróxido de hidrogênio também é importante acompanhar se há oxigenação principalmente no fundo, próximo ao sedimento, o que permitiria liberar grandes quantidades de metais presos no sedimento, impactando negativamente a qualidade da água e a biota.

Independente dos aspectos específicos para ser estudado em cada Sistema, também é relevante pensar em um estudo comparativo entre todos os reservatórios estudados pelos diferentes CMM. Isto poderia se dar mediante um protocolo comum de amostragem, a ser executado por todos os CMMs e em todos os reservatórios sob suas responsabilidades, numa escala de coleta de ao menos duas épocas do ano, mas por pelo menos vinte anos consecutivos, constituindo-se em uma sólida série histórica de dados. Melhor seria se esse monitoramento comparativo fosse contínuo, ininterrupto.

Como observado, a degradação dos recursos hídricos, em particular dos reservatórios, aumentou a necessidade para determinar o *status* da qualidade da água, estendendo também ao próprio sedimento, de modo a proporcionar uma indicação das alterações induzidas pelas atividades humanas (STROBL; ROBILLARD, 2008). Assim, é imperativo o monitoramento rotineiro de nossas águas, como apresentado. Além disso, há que decidir quantas serão as estações de coletas, quais suas localizações, quais as profundidades de coletas, qual a periodicidade na amostragem e quais variáveis levantar, considerando os objetivos a serem atingidos e a comunidade a se estudar. Ou seja, esses aspectos devem ser definidos caso a caso. Desse modo, não há um programa de monitoramento e manejo padrão, como também já discutido, pois a existência de compartimentos no reservatório ou mesmo decorrente da intensidade da degradação observada, por exemplo, entre outros aspectos, é que modulará o monitoramento, espacial e temporalmente, e o próprio manejo.

7.7 TESTES PRELIMINARES E TRABALHOS DE CAMPO E LABORATÓRIO

Com base nas considerações apresentadas nos tópicos anteriores, os técnicos do GTI poderão levantar informações complementares (dados primários) para atualizar os importantes dados secundários obtidos e analisados. Desse modo, deverão desenvolver procedimentos de amostragens específicas visando não só conhecer os ambientes e os objetos de estudo (a bacia hidrográfica, o reservatório propriamente dito e as macrófitas aquáticas, sejam os espécimes considerados problemas ou não), mas essas informações levantadas também deverão permitir atingir os inúmeros objetivos e estudar as hipóteses já sugeridas pelo GTI, elaborados na fase inicial de gabinete. Outros estudos específicos poderão ser idealizados após as análises das informações e as conclusões relacionadas ao levantamento de dados primários.

Esta fase do trabalho poderá ser subdividida em inúmeras etapas.

A primeira parte será relativa aos estudos da bacia hidrográfica, a segunda considerará os levantamentos no próprio reservatório e a terceira abordagem compreenderá pesquisas relacionadas às macrófitas aquáticas em geral, com a possibilidade de incorporar mais detalhes para algumas espécies, na eventualidade de já existirem macrófitas aquáticas consideradas problema com histórico de crescimento descontrolado. Vale lembrar que os problemas de qualidade de água são influenciados pela intensa relação que ocorre entre os componentes de dentro e de fora do sistema hídrico (STRAŠKRABA; TUNDISI, 2000). Assim, apesar dessas abordagens representarem três partes, essa subdivisão tem apenas um caráter didático, pois todos esses levantamentos têm como premissas a integração das informações e as análises conjuntas de dados.

Precedendo a fase dos trabalhos em campo, há que se adequar metodologias, definir os locais e a periodicidade das coletas, contribuindo na definição do delineamento experimental. Portanto, deverão ser realizados testes preliminares para a definição de inúmeros aspectos do projeto,

adequando-os à realidade da logística, dos recursos financeiros disponíveis e objetivos a serem alcançados. Quanto aos testes de campo e de métodos de laboratórios, estes também devem ter rigorosa elaboração, sempre sucedidos de relatório técnico, a fim de subsidiar as tomadas de decisões.

Espera-se que no levantamento das informações da bacia hidrográfica sejam obtidas complementações às análises dos dados secundários. Neste caso, os esforços devem ser centrados nos estudos da área externa ao reservatório, da sua bacia hidrográfica, visando conhecê-la e relacionar os dados levantados no entorno à qualidade de água e ao crescimento das macrófitas aquáticas, cujo crescimento eventualmente foi observado no corpo central do reservatório ou nos seus tributários. Na necessidade, devem ser levantadas informações atualizadas sobre os limites físicos da bacia, quais são os municípios inseridos e suas respectivas populações (dados estatísticos por município, por região, por sub-bacias e principais tributários do reservatório, quantidade de água tratada consumida e de esgoto doméstico ou industriais potencialmente gerados, etc.). Devem ser considerados levantamentos espaço-temporal da cobertura vegetal (localização, tipo de cobertura, extensão, se nativa, primária ou secundária e usos preponderantes), passando pela classificação e delimitação dos usos e ocupações do solo (asfalto, vegetação campestre, vegetação arbórea, grama, silvicultura, solo exposto, água, névoa, campo antrópico (JARDINEIRO; SILVEIRA, 2008; SEBUSIANI; BETTINE, 2011; BATISTA et al., 2010; LAGO et al., 2011).

Também é importante localizar as indústrias presentes na bacia hidrográfica, principalmente as relacionadas aos lançamentos de efluentes com alto poder de toxicidade ou contaminação ou com grandes volumes e cargas de lançamentos. Daí a necessidade da consulta a eventuais cadastros municipais, estadual, federal ou independente, tal como de ONGs, indústrias ou do agronegócio, por exemplo.

Relativo às águas servidas municipais é necessário localizar as estações de tratamento de água bruta (ETA) e de esgoto (ETE), quais são as suas instalações, os métodos de tratamento, os procedimentos de disposição de lodo e as respectivas vazões de tratamento das ETAs e ETEs, como as vazões máximas e de operação. Faz-se importante ainda levantar informações sobre os procedimentos de operação das ETs. Nesse caso, também são fundamentais a obtenção da série histórica de dados de operação das ETEs e ETAs e o levantamento das demandas atuais e futuras de água captada para usos na economia municipal, industrial e agrícola. No caso do fundamental estudo dos elementos do clima, como há no Brasil regiões pobremente servidas de postos de observação climatológica, o GTI deverá considerar a possibilidade de instalar postos que atendam às necessidades específicas do projeto, incorporando ao menos medidas de precipitação, evaporação, umidade, direção e velocidade do vento, radiação do solar, insolação e temperatura, seguindo normas sugeridas pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, <http://www.inmet.gov.br/>).

No caso dos estudos hidrológicos, é relevante considerar a instalação de estação fluviométrica com régua e a construção de sua respectiva curva chave, ao menos para os principais tributários. Na eventualidade de existirem curvas chave muito antigas é pertinente atualizar seu cálculo e instalar novas réguas, se necessário. Para fluviometria e pluviometria pode ser consultado o Sistema de Informações Hidrológicas Agência Nacional das Águas (ANA, <http://hidroweb.ana.gov.br/>). Visando contribuir na construção de cenários futuros, nessa etapa também é essencial consultar órgãos patronais, municipais, estaduais e federais, entre outros, para obter informações sobre a instalação de novos empreendimentos de grande porte ou potencialmente impactantes, como estradas ou complexos viários, aeroportos, portos, *shopping centers*, aterros sanitários, lixões ou áreas de descarte de resíduos diversos, parques aquáticos ou temáticos, indústrias, hotéis, complexos residenciais, reflorestamentos, áreas agriculturáveis, sobre a liberação de áreas para desmatamentos ou uso sustentável ou mesmo empregadas para a criação de novas áreas de proteção ambiental, entre outros. Não se pode desprezar que inúmeros problemas que geram alterações na qualidade da água são focos claramente detectáveis (STRAŠKRABA; TUNDISI, 2000), como as fontes pontuais, mas muitas vezes suplantadas em importância pelas fontes dispersas na bacia,

representando a poluição difusa. Assim, é importante considerar a comparação entre fontes pontuais e difusas, refletindo na alteração da qualidade da água do reservatório.

É etapa fundamental em qualquer estudo obter dados atualizados sobre os limites físicos do reservatório, representado pelos períodos de águas altas e baixas. Também é conveniente que se faça um detalhado levantamento dos parâmetros morfométricos e que se obtenha mapa batimétrico com representação atualizada das novas isolíneas de profundidades e suas respectivas curvas hipsográficas relacionando área superficial e volume (WETZEL; LIKENS, 1991).

Deve-se também proceder ao levantamento das vazões (mg/l), cargas (toneladas/dia) e fluxos (kg/km²/ano) de entrada no reservatório, ao menos para os principais tributários, além de calcular as vazões vertidas e turbinadas, no caso de reservatórios empregados na geração de hidroeletricidade (HENRY, 1992; HENRY; GOUVEIA, 1993). Caso o reservatório tenha suas águas empregadas para o abastecimento público, em projetos de irrigação de culturas diversas e diretamente captada para usos industriais, os demais volumes de águas captadas também devem ser considerados. Com base nesse conjunto de informações é possível efetuar o cálculo do balanço de massa, estimando a quantidade de material que entra e que sai e, por diferença, o quanto é potencialmente acumulado no reservatório. Além disso, devem ser obtidas informações sobre os perfis das barragens, suas respectivas profundidades e tipos de saída de água, da mesma forma que para as tomadas de água para abastecimento público, irrigação ou uso industrial. Deve ser considerado o processo de operação do reservatório, refletindo em diferentes períodos de retenção e liberação de água e na altura da lâmina de água.

Estudos específicos devem ser realizados visando observar processos de circulação da massa de água no reservatório. Isto é necessário já que um reservatório polimítico, com inúmeros períodos de circulação ao ano, o que é comum ocorrer em reservatório raso de região tropical (TUNDISI et al., 2004), tem dinâmica diferente de reservatórios monomíticos ou mesmo dimíticos, com restritos e marcados períodos de circulação, refletindo na qualidade da água das diferentes camadas de água, em particular do hipolimnio. Também devem ser realizados amplos estudos iniciais visando observar a presença de compartimentos no reservatório. Assim, devem ser incorporados estudos que permitam avaliar a existência de heterogeneidade espacial (horizontal e vertical) e heterogeneidade temporal, seja sazonal ou de curta duração, tanto na massa de água como no sedimento, já comentado. Devido à extrema interdependência entre ambas, deve-se procurar trabalhar de forma indissociável a massa de água e o sedimento.

A confirmação da provável existência de compartimentos no reservatório (água e sedimento) é etapa fundamental para o desenvolvimento de estratégias de monitoramento e manejo, elaborados *a posteriori*. Também é pertinente o clássico estudo efetuado em uma única estação de coleta localizada na região mais profunda do reservatório (STRAŠKRABA; TUNDISI, 2000). No presente também não se pode discutir com maior propriedade qualidade da água e do sedimento sem avaliar seus potenciais de toxicidade nas amostras de água e de sedimento, considerando os prováveis compartimentos presentes no reservatório. Detalhados estudos da biota (fitoplâncton, zooplâncton, perifíton, peixes, organismos bentônicos, macrófitas aquáticas e bactérias, principalmente das cianobactérias, coliformes totais e fecais ou coliformes termotolerantes) devem ser empreendidos. Considerar a aplicação das informações levantadas em imagens de satélite e o emprego de modelagem matemática relativo à hidrodinâmica e à qualidade da água. Definidas as características físicas, químicas e biológicas de uma determinada amostra de água (STRAŠKRABA; TUNDISI, op cit.), é fundamental que se avalie a qualidade da água do reservatório.

Ainda relativo à qualidade da água, espera-se que permaneçam em bons potencial químico e ecológico, ou seja, em condições em que os impactos antrópicos sejam mínimos, como preconiza a inovadora Diretiva Quadro da Água (DQA), normativa da Comunidade Europeia (EUROPEAN COMMISSION, 2000; MOSS, 2008; CARDOSO-SILVA et al., 2013). A manutenção da qualidade da água e do sedimento em bons potenciais não só garantirá água de qualidade para o futuro, de modo sustentável, mas, como apontado por Selborne (2001), também contribuirá para a melhora da saúde da população e reduzirá os riscos de doenças diversas, acarretando substancial economia financeira.

Esta obra tem como base apresentar as premissas que permitam compreender os fatores ambientais que controlam o crescimento de macrófitas aquáticas e acompanhar as alterações de biomassa e de sua área de colonização. Além disso, pretende propor eventuais formas de controle desse crescimento (Capítulo 3) e de redução dos efeitos secundários desse intenso crescimento. Isso implica na execução de estudos específicos dessa comunidade. Desse modo, a coleta de exemplares preferencialmente floridos permitirá levantar a flora de macrófitas aquáticas do reservatório, além disso, é recomendável que seja constituída uma coleção de referência para consulta e que exsicatas das espécies sejam depositadas em herbário, como já comentado (Capítulo 2). As coletas deverão ser efetuadas ao longo de todo o reservatório e distribuídas em diversas épocas do ano, como sugerido por Rodrigues (2011b). Além disso, são fundamentais registros fotográficos dos exemplares tanto em condições de campo como em laboratório. É altamente recomendável que os CMMs possuam um grupo autônomo com atribuições para coletar e identificar as macrófitas aquáticas, bem como manter a coleção de referência. Tal grupo deve ser composto por ao menos por um biólogo especialista em botânica e um técnico, e não se descarta a possibilidade desses profissionais comporem o LabInt, ficando a coleta de exemplares a cargo dos próprios membros treinados de cada CMM. Com base nesse intenso levantamento florístico, é possível desenvolver um guia de identificação de macrófitas aquáticas para cada reservatório estudado (Capítulo 3) ou mesmo para todos os reservatórios paulistas.

Outras informações levantadas a campo devem contemplar a localização (coordenadas geográficas) e extensão dos bancos, além das determinações de biomassa (não necessariamente por amostragem destrutiva), de sua zonação e outros estudos específicos de algumas espécies de macrófitas aquáticas, sejam sinecológicos ou autoecológicos, preferencialmente das plantas aquáticas com histórico de crescimento intensivo no reservatório estudado (Capítulos 1, 2 e 8). Também nesse caso, se possível, deve-se empregar imageamento por satélite para localização dos principais bancos de plantas, avaliação de suas áreas de cobertura e, pelo emprego sequencial de imagens, avaliar alterações na área de cobertura e observar prováveis problemas de crescimento excessivo (Capítulo 3). Mas também não se podem descartar estudos em laboratório visando compreender aspectos específicos da ecologia e biologia das macrófitas aquáticas, difíceis de serem acompanhados em observações efetuadas em condições de campo.

De posse de todos esses dados levantados em campo e nas inúmeras análises de laboratórios, são preparadas e organizadas planilhas diversas. Posteriormente esses dados são validados e introduzidos em banco de dados.

No que concerne à validação dos dados, muitas vezes podem ser necessárias algumas tomadas de decisões para o fechamento da planilha de trabalho. No caso do fósforo inorgânico dissolvido (FID), por exemplo, seus teores na água bruta muitas vezes são muito baixo, inclusive abaixo do limite de detecção (LD) do método em uso. Isso implica que para um mesmo reservatório podemos ter uma séria histórica com algumas datas ou estações de coletas com concentrações traços, sem um número definido. Devido à importância desse elemento para o metabolismo dos ecossistemas e como fator explicativo do processo de eutrofização e da biomassa de clorofila *a* presente, por exemplo, poderá não haver interesse em removê-lo da planilha de trabalho apenas por ter alguns poucos dados com valores abaixo do LD. Para que isso não ocorra, como critério para validação desses dados e a manutenção das concentrações de FID na planilha de trabalho, para os campos correspondentes às estações de coletas ou as profundidades onde as concentrações do FID não foram possíveis de quantificar, os técnicos poderão avaliar a pertinência de anotar metade do valor do LD, como sugerido por Newman et al. (1989), Lewis et al. (2007) e Department of Energy & Environment (2012). Alternativa possível é alterar o método de laboratório, com procedimentos analíticos mais sensíveis do que os empregados.

Essas sugestões de organização e de levantamentos listados nessa fase não são consideradas procedimentos estáticos ou únicos. Na conveniência dos estudos e da compreensão do grupo de trabalho podem ser incorporadas novas abordagens ou estudos complementares. O delineamento experimental deverá permitir observar as mudanças que ocorrem ao longo de uma escala de tempo. Deve também refletir diferentes escalas temporais tais como horárias, diárias, mensais e anuais para

os elementos do clima, fluviometria, qualidade da água, entre outras variáveis, permitindo melhor compreender a bacia hidrográfica, as alterações de qualidade observadas na massa de água e no sedimento e no crescimento da macrófita aquática considerada problema. Também é importante que se avalie a participação de fontes pontuais e difusas como geradoras dos padrões observados, como sugerido por Straškraba; Tundisi (2000).

7.8 SIMBOLOGIAS PARA IDENTIDADE VISUAL DE ASPECTOS DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS E SEUS BANCOS

Este livro também apresenta sugestões de simbologias para criar uma identidade visual para os gestores e tomadores de decisão, relativas a alguns aspectos observados das macrófitas aquáticas e seus bancos (Tabelas 12 a 17). Algumas dessas simbologias podem ser empregadas no guia de identificação de macrófitas aquáticas, outras podem preferencialmente compor o relatório de visita a campo, mas independente dos aspectos quantitativos, tal como o peso seco da planta por metro quadrado, ou de sua área de ocupação em metros quadrado, representativa do banco ou de dada espécie na respectiva estação de coleta, essas simbologias são convenientes quando da preparação dos relatórios, pois à luz do peso das evidências será possível observar tendências, o que auxiliará na tomada de decisão.

À exceção das Tabelas 12 e 13, para todas as demais foram empregadas cores semafóricas, com o vermelho representando o sinal máximo de alerta. Para as simbologias com mais de três categorias foi pensado o uso do azul e do laranja na complementação dos critérios de classificação.

Tabela 12 – Simbologia para os diferentes tipos biológicos de macrófitas aquáticas ⁽¹⁾.

Simbologia ⁽²⁾	Descrição do tipo biológico
	macrófitas aquáticas emersas: plantas enraizadas no sedimento apresentando folhas acima da lâmina de água
	macrófitas aquáticas flutuantes livre: plantas que se desenvolvem flutuando livremente no espelho de água
	macrófitas aquáticas submersas enraizadas: plantas enraizadas crescendo submersas
	macrófitas aquáticas submersas livres: plantas que apresentam raízes pouco desenvolvidas, flutuando submersas em águas tranquilas
	macrófitas aquáticas com folhas flutuantes: plantas enraizadas desenvolvendo-se com folhas flutuantes na lâmina de água

1 – Com base em Esteves (1998) e Thomaz; Esteves (2011). 2 – As simbologias apresentadas foram modificadas de *An On-line Version of an Aquatic Plant Identification Manual for Washington's Freshwater Plants* (<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/plantid2/index.html>).

Na Tabela 12, são apresentadas sugestões de simbologias para descrever as macrófitas aquáticas com base nos tipos biológicos apresentados em Esteves (1998) e Thomaz; Esteves (2011).

Em relação à listagem das macrófitas aquáticas encontradas em dado reservatório, é conveniente observar se as espécies em questão se encontram em alguma lista de perigo de extinção (Tabela 13), pois em caso positivo os gestores devem levar isso em consideração quando forem necessárias ações de manejo para não erradicar em definitivo do reservatório a espécie já fragilizada.

É importante ainda que para cada estação de coleta, com base nos critérios elegidos para avaliar a extensão em área do banco de macrófitas aquáticas, os gestores observem a área coberta

por todas as plantas presentes (Tabela 14). No caso das plantas com estruturas acima da lâmina d'água, leva-se em consideração a área do espelho de água coberta com plantas; já para a submersas é possível avaliar a porção coberta do sedimento refletida na lâmina de água. No entanto, também é conveniente observar para esse mesmo local coberto pelas macrófitas aquáticas qual a representatividade em termos de área coberta para cada espécie em particular (Tabela 15). Para ambas as tabelas, o azul e verde representará menor notabilidade do banco e da área de ocupação da respectiva macrófita aquática no banco, praticamente não demandando esforços de manejo. Já a recorrência em vermelho e laranja sugerirá que o banco ou determinada espécie possa necessitar de manejo preventivo ou mesmo um acompanhamento numa escala temporal menor. Portanto, esse passa a ser um sinal de alerta.

Tabela 13 – Categorias para classificar espécies segundo seu risco de extinção ⁽¹⁾.

Simbologia	Classificação
EPR	Em perigo crítico (EPR)
EP	Em perigo (EP)
VU	Vulnerável (VU)
QA	Quase ameaçado (QA)
PM	Preocupação menor (PM)
DI	Dados insuficientes (DI)
NA	Não avaliado (NA)

1 – Cores como definido em *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN*, Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales, Versión 3.1, segunda edición, 2012, 42pg.
<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-2001-001-2nd-Es.pdf>

Tabela 14 – Código de cores e números para avaliação da área do espelho de água coberta pelas macrófitas aquáticas.

Simbologia	Classificação
5	de 76% a 100% da área do espelho d'água ocupado
4	de 51% a 75% da área do espelho d'água ocupado
3	de 26% a 50% da área do espelho d'água ocupado
2	até 25% da área do espelho d'água ocupado
1	não há presença de macrófitas aquáticas

Sugere-se avaliar a frequência de ocorrência (Tabela 16) das macrófitas aquáticas, calculada pelo número de vezes em que cada táxon ocorre nas estações de coletas analisadas, de acordo com a metodologia proposta em Mateucci; Colma (1982). Para a apresentação das informações em relatórios, é conveniente que dados sobre a frequência de ocorrência de dada espécie sejam relativos a cada estação de coleta ou mesmo por reservatório, em estudos comparativos e também relativo à coleta anual, representando diferentes olhares, um relativo à heterogeneidade espacial horizontal e outro numa escala temporal de ocorrências e ausências.

Na Tabela 17 são apresentadas simbologias de cores e letras para identificar o potencial de infestação de uma dada espécie de macrófita aquática. Na prática, os gestores poderão criar dois campos para anotar essa informação. Um dos campos apresentaria a informação do momento,

anotado durante o dia da visita técnica em cada estação de coleta. Já o outro campo poderia sinalizar se a respectiva espécie de macrófita aquática já apresentou infestação digna de nota, inclusive com a anotação dos meses e anos que isso aconteceu, seja no reservatório como um todo ou em um local específico do reservatório, como em dada estação de coleta.

Desse modo, é conveniente que, a cada saída para visita às estações de coleta, os gestores previamente anotem em formulários específicos algumas informações sobre cada estação, seus respectivos bancos e algumas espécies de macrófitas aquáticas, confrontando os dados com o que se observa no presente. Esse cuidado permitirá ao gestor, já em condições de campo, melhor avaliar os procedimentos de controle e contenção do crescimento das macrófitas aquáticas, se necessário, rapidamente acionando a equipe responsável pelos trabalhos.

Tabela 15 – Código de cores e números para avaliação da contribuição percentual da cobertura do espelho d'água ou sedimento de uma dada espécie de macrófita aquática.

Simbologia	Classificação
5	de 81% a 100% da área do espelho d'água ocupado
4	de 61% a 80% da área do espelho d'água ocupado
3	de 41% a 60% da área do espelho d'água ocupado
2	de 21% a 40% da área do espelho d'água ocupado
1	de 0% a 20% da área do espelho d'água ocupado

Tabela 16 – Frequência de ocorrência da macrófita aquática no reservatório.

Simbologia	Classificação	Categorias ⁽¹⁾
ES	Esporádica (ES)	ocorrência em menos de 20% das estações de coletas.
PF	Pouco frequente (PF)	ocorrência entre 20% e 40% das estações de coletas.
FR	Frequente (FR)	ocorrência entre 40% e 70% das estações de coletas.
MF	Muito frequente (MF)	ocorrência em mais de 70% das estações de coletas.

1 – Critérios baseados em Mateucci; Colma (1982).

Tabela 17 – Códigos de cores e letras para identificar o potencial de infestação de uma dada espécie de macrófita aquática.

Simbologia	Classificação
A	Alto (A)
M	Médio (M)
B	Baixo (B)

7.9 ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS DADOS

Nesta etapa, os dados são trabalhados e analisados à luz de cada área de atuação, tais como pelo emprego de imageamento por satélite, por análise gráfica, por diversos testes estatísticos, modelagem 3D, entre outros, mas centrados na avaliação conjunta das informações. Essa etapa é contínua na medida em que novos dados são conferidos, validados e incorporados às planilhas e aos

bancos de dados. Periodicamente deverão ser constituídos relatórios sintéticos parciais, discutidos em reuniões bimestrais, mas em ao menos um período do ano, em reunião aberta aos interessados, o GTI deverá apresentar ao GCI relatório final consolidado, como já sugerido neste capítulo. As minutas e particularmente os relatórios consolidados devem ser construídos sempre com uma sólida argumentação, com conclusões, perspectivas futuras e recomendações, empregando farta literatura que subsidie e corrobore as discussões apresentadas.

Em perspectivas futuras serão listadas as sugestões para eventuais estudos complementares. A princípio eles são mais específicos, visando responder a questões particulares não contempladas na proposta de estudo inicial ou para corroborar observações levantadas pelos próprios relatórios parciais ou consolidados. Nesses relatórios também é importante ter como padrão a definição de cenários futuros, como avaliar as futuras demandas de água, ou se há tendências que possam refletir na alteração da qualidade e quantidade de água e no potencial e indesejável crescimento de macrófitas aquáticas e seus efeitos secundários. Também podem ser apresentadas outras considerações, como ações a serem empreendidas na bacia hidrográfica, como desassoreamento e limpeza de pequenos córregos, alterações nos usos e ocupações dos espaços, mudanças na instalação de empreendimentos diversos, particularmente daqueles em fase de estudo, entre outras inúmeras possibilidades. É conveniente que nesse momento ocorram reuniões técnicas para apresentação e discussão dos dados. Tais encontros poderão ser gerais ou específicos, com a participação de todos os envolvidos (GTI e GCI) ou unicamente com a participação dos membros do GTI e de convidados especialistas. Recomenda-se criar subcomissões para avançar nas discussões de temas específicos, permitindo apresentar ao grupo considerações mais elaboradas, como a proposição de mais de um cenário futuro.

Nesta etapa também poderão ser desenvolvidos estudos complementares a campo e laboratório, visando observar aspectos não contemplados no projeto inicial. Para tanto, também deverão ser precedidos de farta justificativa técnica.

Quanto ao levantamento de espécies, recomenda-se que em conjunto os CMMs constituam um sólido guia (chave dicotômica) para identificação de macrófitas aquáticas, seguindo premissas da moderna taxonomia vegetal, com a observação das estruturas das plantas a olho nu e sob microscópio estereoscópico, consultas a bibliografia especializada como chaves para famílias, consultas a especialistas, além de incorporar a descrição sucinta, baseada no próprio material coletado. Desse minucioso trabalho botânico outros documentos poderão ser constituídos, relacionados às macrófitas aquáticas, como cartilhas diversas e cartazes, por exemplo, para uso em divulgação científica, como sugerido no *Portal de Ecologia Aquática* (<http://ecologia.ib.usp.br/portal/>), particularmente no campo *Macrófita Aquática*. Além desses meios de divulgação, sugere-se manter em base de dados público todos os levantamentos de ocorrência de macrófitas aquáticas, como proposto em *Banco de dados de macrófitas aquáticas*, consultado por meio do link <http://ecologia.ib.usp.br/macrofita/>. Caso os CMMs também estudem outros organismos, é conveniente que desenvolvam guias de identificação para os demais grupos, como o zooplâncton, o fitoplâncton, os organismos bentônicos, os peixes, etc., e mantenham as informações levantadas em sólidos bancos de dados de acesso livre.

Nessa avançada etapa de trabalho, também é fundamental que se faça uma análise crítica de todo estudo e procedimentos e decisões tomadas e, conforme a necessidade, como um mecanismo de *feedback*, sejam propostas alterações ou complementações no estudo técnico. É pertinente ainda a produção de um relatório técnico parcial fundamentando essas avaliações e as sugestões de prováveis correções de rumo.

7.10 DESENVOLVIMENTO DOS PROGRAMAS DE MONITORAMENTO E MANEJO

À luz de todo conhecimento adquirido até o presente, incorporando as análises dos dados primários e secundários, somados a todo processo de discussões e decisões acumulado, esta fase passa a ser o momento crítico de discussão visando a efetiva elaboração das premissas e propostas dos programas de monitoramento e manejo tanto em relação à qualidade da água quanto ao controle

do crescimento das macrófitas aquáticas. Portanto, devem ser constituídos os princípios norteadores desses programas, alguns deles sugeridos nos Capítulos 2, 3, 4, 5 e 6, posteriormente definindo como alcançá-los de modo prático, já se constituindo no programa de monitoramento propriamente dito, com a definição das estações de coletas, periodicidade na amostragem e quais atributos ambientais levantar, etc.

Já com base nesse programa de monitoramento, como apontado por Straškraba; Tundisi (2000), é mais importante adotar soluções corretivas de curto prazo, as quais diminuem imediatamente as dificuldades, e aquelas de longo prazo, que buscam eliminar a ocorrência de futuros problemas. Assim, serão aplicadas as ações práticas pertinentes sempre que necessárias, como parte do programa de manejo. Essas ações são definidas caso a caso, dependendo das características de cada reservatório.

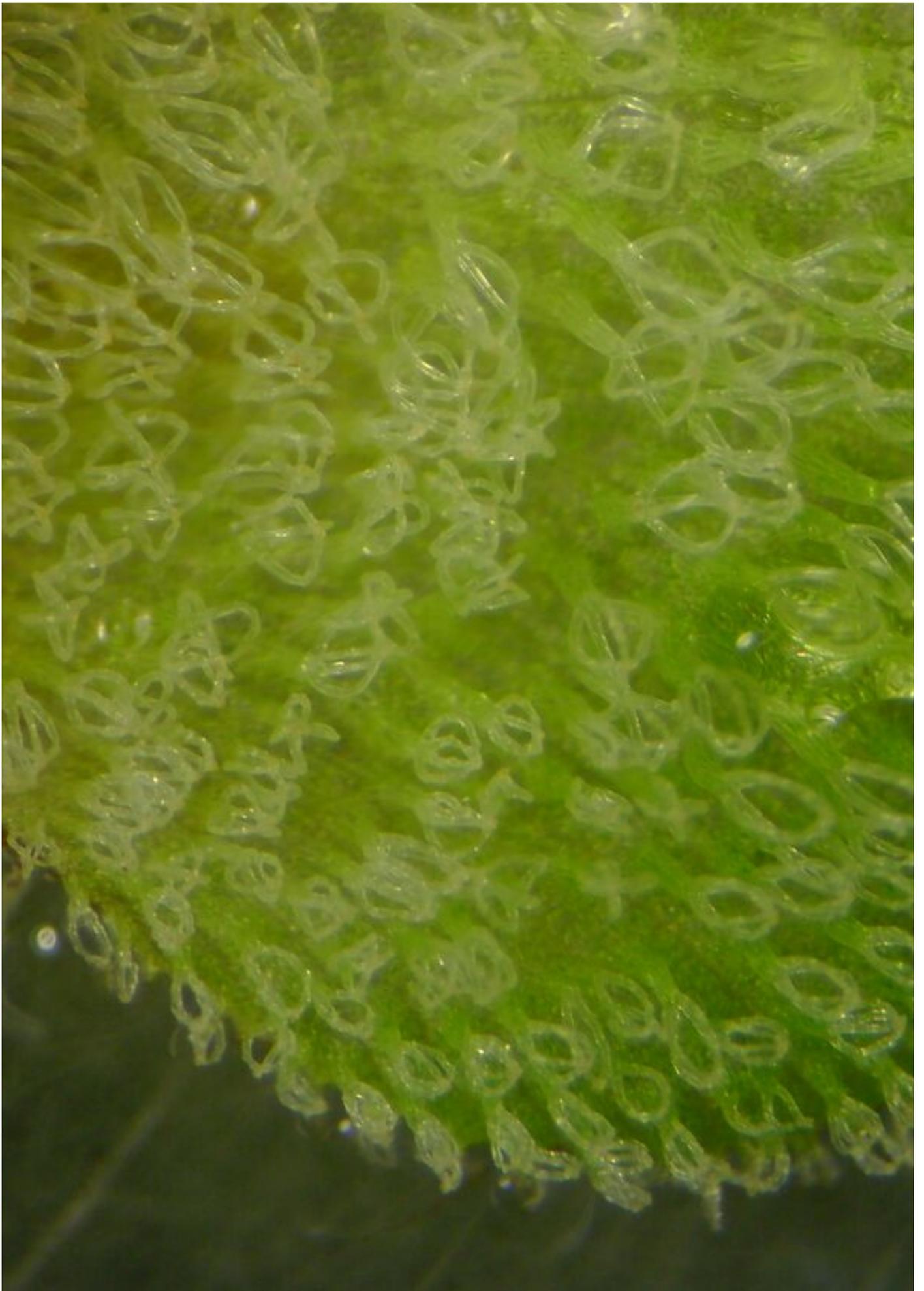
Portanto, por meio do programa de monitoramento espera-se que seja possível efetivamente acompanhar o crescimento das macrófitas aquáticas e detectar quais são os fatores desencadeadores de eventuais crescimentos, permitindo atuar de forma preventiva, pelo emprego das ações práticas de manejo.

O CMM sugerido neste livro prioriza seu olhar sobre as macrófitas aquáticas, mas é mais do que conveniente que tenha maior amplitude no monitoramento e manejo, otimizando os recursos e esforços aplicados. Por exemplo, poderiam ser incorporados estudos relacionados ao fitoplâncton, em particular para as cianobactérias, ou mesmo avaliações de ecotoxicidade da água e do sedimento, direcionando outras ações de manejo no próprio reservatório ou no entorno. O esforço empreendido para estudar as macrófitas aquáticas requer um conjunto de procedimentos, mas os esforços para estudar as cianobactérias, os organismos bentônicos ou a transferência de metais, organoclorados e radionuclídeos incorporados aos organismos ao longo da cadeia alimentar requerem estudos complementares. Isso implica no aumento do número de estações de monitoramento, quase certamente não cobertas somente pelo programa de monitoramento de macrófitas aquáticas. Eventualmente as rotinas de análises em laboratório também devem ser ampliadas, visando atender aos novos objetivos. Mas ao mesmo tempo provavelmente deverá ser alterada a periodicidade amostral, as profundidades de coletas, as quantidades amostradas, entre outros ajustes, dependendo do objetivo a ser alcançado. Assim, se espera que o CMM cresça em complexidade e abrangência no monitoramento e manejo do reservatório, não ficando restrito somente às macrófitas aquáticas. Desse modo, a equipe do CMM deverá ser complementada com maior número possível de especialistas de diferentes áreas de atuação e ter ampla estrutura para os trabalhos de campo e laboratório.

Como já comentado em outras partes desta obra, é fundamental que a cada fechamento de etapa haja um processo de avaliação. É conveniente que todas as etapas e fases contemplem mecanismos de avaliação e de *feedback* contínuos, permitindo verificar a propriedade das decisões e da condução dos trabalhos e, se necessário, sejam rapidamente propostas readequação de hipóteses, objetivos, delineamento amostral, procedimentos de campo e de laboratório, análise de dados, complementação da equipe, entre outros.

Com a competência dos inúmeros e extensos estudos desenvolvidos e decorrente disso o extremo conhecimento do Sistema e em particular do reservatório, com a ampliação dos objetivos, agora não mais restritos às macrófitas aquáticas, os membros do GTI também poderão sugerir alterações nas políticas públicas, propondo complementações ou mesmo novas normativas estaduais ou municipais, até mesmo federal, sempre na tentativa de recuperar e de preservar para as gerações futuras o reservatório e seu entorno. Portanto, a análise crítica das ações empreendidas na bacia por todos os seus atores também deverá ser atribuição do GTI.

Sob o olhar do GCI e da própria população, o GTI será sempre acompanhado e continuamente avaliadas as suas decisões e ações práticas. Nesse momento de *feedback* com a sociedade, o GTI melhor modulará o interesse de todos, mas espera-se que sempre com vistas à sustentabilidade, à preservação de bons níveis de qualidade da água, do sedimento e da biota e à manutenção dos inúmeros serviços ecossistemas oferecidos pelo reservatório e seu entorno.



8 DESCRIÇÕES DE ALGUMAS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Neste capítulo são apresentadas as descrições de algumas espécies de macrófitas aquáticas. Foram consideradas apenas *Salvinia*, *Eichhornia*, *Pistia*, *Egeria* e *Polygonum*, pois são apresentadas no Capítulo 4 como as espécies de mais relatos de crescimento intensivo e de manejo ocorridos no Brasil.

Estas descrições foram extraídas do trabalho de Rodrigues (2011b), uma sólida dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, para a obtenção de Título de Mestre em Botânica, na Área de Sistemática, sob orientação do Prof. Dr. Vinicius Castro Souza (Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Departamento de Ciências Biológicas).

O trabalho de Rodrigues foi realizado no reservatório Guarapiranga (São Paulo), um dos mais importantes mananciais para a cidade de São Paulo. O objetivo de seu trabalho foi verificar a composição e distribuição de macrófitas aquáticas no reservatório, além de contribuir para o conhecimento taxonômico das espécies. As coletas foram realizadas mensalmente, de julho/2008 a junho/2009, em 20 bancos de macrófitas distribuídos ao longo de todo reservatório. Foi possível concluir que o reservatório Guarapiranga possui elevada riqueza de macrófitas aquáticas, cuja composição específica é diferente entre os braços e corpo central. Segundo Rodrigues (2011b)¹, a comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório Guarapiranga era composta por 133 espécies, pertencentes a 89 gêneros, distribuídos em 45 famílias, sendo 127 de Angiospermas, 5 de Samambaias e 1 de Hepática. A autora também apresenta chave de identificação e descrições para as espécies presentes na área de estudo.

8.1 DESCRIÇÃO DAS ESPÉCIES

8.1.1 Salviniaceae

Salvinia herzogii de la Sota, Darwiniana 12: 514, f. 1-3. 1962.

Nomes vulgares: Salvinia, orelha-de-rato.

Erva flutuante livre, chegam até 20 cm de compr., com rizomas flutuantes horizontais, sem raízes verdadeiras. Folhas em verticilos de três, sendo duas flutuantes ovais, fotossintéticas, de 2,2 x 2,0 cm, longitudinalmente dobradas, com face adaxial pubescente, tricomas com o ápice divididos em quatro partes que se unem na extremidade; e uma folha submersa dividida em segmentos castanhos, semelhante a raízes que partem de um mesmo ponto. Esporocarpos subsésseis, aglomerados em um eixo compacto. Distribuição na América do Sul, Uruguai, Argentina, Brasil e Paraguai. Espécie amplamente distribuída no reservatório Guarapiranga, sendo encontrada em todos os pontos em mais de um período. Diferencia-se através do eixo fértil compacto com esporocarpos aglomerados e por possuir um padrão de aréolas primárias alongadas, sendo o lado maior cerca de seis vezes o comprimento do lado menor e aréolas secundárias de tamanhos e distribuição regulares. Segundo Zuloaga et al. (2008) este nome é sinônimo de *S. biloba*, porém Forno (1983) e Tryon; Tryon (1982) apresentam como duas espécies diferentes.

¹ Todas as referências apresentadas neste capítulo poderão ser obtidas do trabalho de Rodrigues (2011b), que poderá ser baixado pelo link http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41132/tde-09122011-135402/publico/M_Estefania_Rodrigues_CORRIG.pdf.

Material examinado: Reservatório Guarapiranga, EG16, 9/2/2008, M.E.F.Rodrigues 0000406 (ESA). Reservatório Billings, 2B, 5/15/2007, M.E.F.Rodrigues 0000200 (ESA, SP). Reservatório Guarapiranga, PA2 e PA3, 10/16/2008, M.E.F.Rodrigues 0000419 (ESA, SP). Reservatório Guarapiranga, EG17, 6/10/2010, M.E.F.Rodrigues 0000568 (ESA).



Figura 1- Aspecto geral da *Salvinia herzogii* e detalhe do esporocarpo.

Salvinia minima Baker, J. Bot. British and Foreign 24: 98. 1886.

Nomes vulgares: Salvínia, orelha-de-rato.

Erva flutuante livre, até 8 cm de compr., com rizomas flutuantes horizontais, sem raízes verdadeiras. Folhas em verticilos de três, sendo duas flutuantes arredondadas, fotossintéticas, de 1,2 x 0,6 cm, com face adaxial pubescente, com o ápice dos tricomas divididos em quatro partes que não se unem na extremidade; e uma folha submersa semelhante a raízes, pilosas castanho-brilhosas, divididas em segmentos que partem de um mesmo ponto. Esporocarpos, ca. 1 mm, subsésseis, dispostos ao longo de um eixo. Nativa, endêmica do Brasil. Amplamente distribuída nas Américas. No Brasil ocorrem no AC, BA, MT, MS, MG, RJ, SC, RS. Salino & Almeida (2010) não referiram esta espécie para São Paulo. No reservatório Guarapiranga foi coletada em dois pontos, ocorrendo junto com *Salvinia herzogii*. Diferencia-se através dos tricomas não unidos no ápice e do porte claramente menor que as demais.

Material examinado: Reservatório Guarapiranga, PA4, 9/3/2008, M.E.F.Rodrigues 000415a (ESA, SP).

Salvinia cf molesta D.S. Mitch., Brit. Fern Gaz. 10(5): 251-252. 1972.

Nomes vulgares: Salvínia, orelha-de-rato.

Erva flutuante livre, chegam até 20 cm de compr., com rizomas flutuantes horizontais, sem raízes verdadeiras. Folhas em verticilos de três, sendo duas flutuantes cordadas, fotossintéticas, de 2,2 x 2,0 cm, abertas longitudinalmente, com ambas as faces pubescente, tendo a face adaxial tricomas com o ápice dividido em quatro partes que se unem na extremidade e face abaxial com tricomas simples castanho brilhantes; e uma folha submersa divididas em segmentos castanhos, semelhante a raízes que partem de um mesmo ponto. Espécimes coletados sem esporocarpos. Distribuição na

América do Sul: Uruguai, Argentina, Brasil e Paraguai. Segundo Zuloaga et al. (2008) este nome é sinônimo de *S. adnata*, a qual é referida em Salino; Almeida (2010) no sudeste e sul do Brasil. Espécie encontrada somente em quatro pontos no reservatório Guarapiranga, mas com baixa abundância. Diferencia-se das outras espécies deste gênero encontradas no reservatório através da folha flutuante longitudinalmente aberta, com face abaxial pubescente com tricomas castanhos e padrão de aréolas com o lado maior cerca de três vezes o comprimento do lado menor e aréolas secundárias de tamanhos e distribuição irregulares.

Material examinado: Reservatório Guarapiranga, GUA3, 6/14/2007, M.E.F.Rodrigues 0000197 (ESA). Reservatório Guarapiranga, EG17, 6/10/2010, M.E.F.Rodrigues 0000567 (ESA).



Figura 2 - Aspecto geral da *Salvinia minima* e detalhe do tricoma.



Figura 3 - Aspecto geral da *Salvinia cf molesta* e detalhe do tricoma.

8.1.2 Pontederiaceae

Eichhornia crassipes (Mart.) Solms, Monogr. Phan. 4: 527. 1883.

Nomes vulgares: Aguapé, Aguapé-de-flor-roxa.

Erva, ereta, 10-25 (100) cm, flutuante livre ou enraizada em água rasas, carnosa e suculenta, com tecido aerenquimatoso, estoloníferas, raízes abundantes, azuladas quando novas. Folhas, submersas lineares, aéreas em roseta, pecíolo, 10-15 cm, inflado quando flutuante e delgado se enraizada, lâmina, reniforme, arredondada, lisas, glabras, brilhantes. Inflorescência em espiga, multiflora, escapo de 15 cm, guarnecido por brácteas. Flores vistosas, zigomorfas, 6 tépalas esverdeadas no tubo e lilases a azuladas nos lobos, tépala superior com nervuras violáceas e mancha amarela no centro, margem inteira, 6 estames de anteras sagitadas, violáceas, filetes podem ser curtos, médios ou longos em cada indivíduo. Cápsula com muitas sementes. Nativa do Brasil, mas introduzida em muitas áreas tropicais e temperadas do mundo. No Brasil ocorre nos estados: Amazonas, Maranhão, Pernambuco, Bahia, Mato Grosso, Distrito Federal, Mato Grosso do Sul, São Paulo, Paraná e Santa Catarina. No reservatório Guarapiranga esteve presente em nove pontos geralmente vegetativa, jovem, isoladas ou com baixa densidade. Pode ser identificada pelas flores vistosas, lilases e pecíolos inflados.

Material examinado: Reservatório Billings, C, 4/13/2005, M.E.F.Rodrigues 0000012 (ESA). Reservatório Billings, L, 4/20/2005, M.E.F.Rodrigues 0000035 (ESA). Reservatório Guarapiranga, PA2, 10/16/2008, M.E.F.Rodrigues 0000565 (ESA).



Figura 4 - Aspecto geral da *Eichhornia crassipes* e detalhe da flor.

8.1.3 Araceae

Pistia stratiotes L., Sp. Pl. 2: 963. 1753.

Nome vulgar: Alface d'água.

Erva, flutuante livre, 10-15 cm de diâm., estolonífera. Folhas simples, em roseta, sésil a subsésil, lâmina, 9 x 6 cm, esponjosa, hispida, obovada, nervuras evidentes. Inflorescência com espata branca e pilosa externamente, 2 flores unissexuadas, a masculina no ápice e feminina na base. Distribuição cosmopolita tropical e subtropical. Ocorre em quase todo Brasil. No reservatório Guarapiranga esteve presente na maioria dos pontos durante o período de estiagem. Facilmente identificada pela semelhança com plantas de alface, mas com folhas carnosas e esponjosas.

Material examinado: Reservatório Billings, A, 4/13/2005, M.E.F.Rodrigues 0000002 (ESA). Reservatório Billings, T, 5/11/2005, M.E.F.Rodrigues 0000052 (ESA)



Figura 5 - Aspecto geral da *Pistia stratiotes*.

8.1.4 Hydrocharitaceae

Egeria densa Planch. Ann. Sci. Nat. Bot., sér. 3. 11: 80. 1849.

Nomes vulgares: Elodea-brasileira, egeria, erva-d'água.

Erva, ereta ou prostrada, submersa fixa, ramos tenros, dióica. Folhas simples, verticiladas, sésseis, lamina, 1,5-2 x 0,2-0,4 cm, membranácea, tenra, glabra, linear, margem serrilhada. Inflorescência com espata axilar da qual saem 2-4 pedúnculos florais masculinos ou um pedúnculo floral feminino, que expõe as flores acima do nível da água. Flores unissexuadas, 3 sépalas, 3 pétalas brancas, flores

masculinas com 9 estames, flores femininas com 3 estaminódios clavados, amarelos e estigma com 2-3 lobos irregulares amarelos. Fruto cápsula. Planta nativa amplamente distribuída pelo mundo por ser muito apreciada em aquário. No Brasil ocorrem no Nordeste (Paraíba e Pernambuco), Sudeste e Sul. No reservatório Guarapiranga esteve dominante em dois pontos em todo período de amostragem, esteve frequente em sete pontos e foi encontrada apenas uma vez em seis pontos. No local de estudo esteve presente somente indivíduos com flores pistiladas. Facilmente reconhecida por ser submersa fixa com folhas tenras, verticiladas e de margem serrilhada. Planta com grande desenvolvimento vegetativo em áreas eutrofizadas, sendo boa indicadora de ambientes poluídos.

Material examinado: Reservatório Guarapiranga, Não demarcou ponto, 5/29/2008, M.E.F.Rodrigues 0000345 (ESA). Reservatório Guarapiranga, GUA6, 9/19/2007, M.E.F.Rodrigues 0000222 (ESA).



Figura 6 - Aspecto geral da *Egeria densa* e detalhe da flor.

8.1.5 Polygonaceae

Polygonum acuminatum Kunth, Nov. Gen. Sp. (quarto ed.) 2: 178. 1817.

Nome vulgar: Erva-de-bicho-peluda.

Erva, decumbente a ascendente, até 1,5 m, emergente, caule fistuloso, avermelhado, planta geralmente pubescente podendo ser glabra quando imersa. Folhas com ócreas muito desenvolvidas, coberta por longos tricomas amarronzados e longos cílios no ápice; lâmina elíptico-lanceolada, sésseis ou subsésseis, ligada ao caule pela base da ócrea, 10-15 x 0,3-1,5 cm, superfície velutina. Inflorescência espiciforme, espigas terminais e axilares, cilíndricas, compactas, até 10 cm de comp., alvas ou rosadas, com pedúnculos pilosos de 0,5-5 cm. Flores com ocréolas ovaladas, rosadas e com longos cílios, perigônio com 4-5 lobos, branco a rosado. Núcula lenticular e apiculada. Distribuição

no Continente Americano. No Brasil ocorre em todas as regiões geográficas. No reservatório Guarapiranga esteve presente em dois pontos. Pode ser identificada pelos longos tricomas marrom nas ócreas e pedúnculos.

Material examinado: Reservatório Guarapiranga, EM12, 8/6/2008, M.E.F.Rodrigues 0000396 (ESA). Reservatório Guarapiranga, EG15, 12/4/2008, M.E.F.Rodrigues 0000513 (ESA, HUEFS).

Polygonum ferrugineum Wedd., Ann. Sci. Nat., Bot., sér. 3. 13: 252. 1849.

Sin.: *Polygonum spectabile* Mart.

Nomes vulgares: Erva-de-bicho-gigante, Cataia-gigante.

Erva ou subarbusto, decumbente ou ereto, 0,5 a 2 m, emergente, caule cilíndrico e fistuloso. Folhas concentradas na parte superior, com ócreas muito desenvolvidas, membranáceas, ferrugíneas, ápice truncado, com poucos cílios decíduos, pecíolo fundido com a ócrea, 1-2 cm, lâmina elíptico-lanceolada, base atenuada e ápice acuminado, 10-25 x 2-5 cm, glândulas puntiformes em ambas as faces, viscosa, face adaxial serícea quando jovem. Inflorescência em tirso espiciformes, terminais e axilares, pedunculados, 3,5-7 cm de comp., tirso cilíndrico, de 2-8 cm de comp. Flores subsésseis, ocréolas glabras, com glândulas esparsas, perigônio 4-lobado, sempre fechado sobre órgãos reprodutores, rosado intenso a esbranquiçado. Núcula lenticular, faces convexas com cavidade central, de até 2,5 mm de comp. Distribuição na América do Sul. No Brasil ocorre no Pará, Amazonas, Ceará, Bahia, Goiás, Distrito Federal, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, São Paulo e Paraná. No reservatório Guarapiranga ocorreu constantemente e com abundância em todos os pontos, caracterizando-a assim como espécie dominante. Em Kissmann; Groth (2000) há ilustração de infestação de *P. lapathifolium* no reservatório Guarapiranga e a mesma espécie é citada em vários levantamentos realizados em reservatórios do estado de São Paulo (TANAKA et al., 2002; CARVALHO et al., 2003; CAVENAGHI et al., 2003; CARVALHO et al., 2005b; CAVENAGHI et al., 2005; MARTINS et al., 2008, 2009), porém em Melo (2009, 2010) a espécie *P. lapathifolium* não é referida para o estado de São Paulo nem para o Brasil. Pode ser diferenciada das demais espécies do mesmo gênero pelo indumento velutino e branco das folhas jovens e pela ócrea glabra, ferrugínea, com ápice truncado e sem longos tricomas.

Material examinado: Reservatório Guarapiranga, 3G, 1/19/2007, M.E.F.Rodrigues 0000083 (ESA). Reservatório Guarapiranga, GUA4, 5/3/2007, M.E.F.Rodrigues 0000126 (ESA, HUEFS). Reservatório Guarapiranga, PA4, 4/7/2009, M.E.F.Rodrigues 0000553 (ESA). Reservatório Guarapiranga, CC7, 7/7/2008, M.E.F.Rodrigues 0000364 (ESA, HUEFS). Reservatório Guarapiranga, EM14, 7/8/2008, M.E.F.Rodrigues 0000368 (ESA). Reservatório Guarapiranga, CC6, 5/29/2008, M.E.F.Rodrigues 0000342 (ESA, HUEFS). Reservatório Guarapiranga, CC6, 7/7/2008, M.E.F.Rodrigues 0000363 (ESA, HUEFS). Reservatório Guarapiranga, 124, 5/29/2008, M.E.F.Rodrigues 0000340 (ESA).

Polygonum hydropiperoides Michx., Fl. Bor.-Amer. 1: 239. 1803.

Erva, decumbente a ereta, até 60 cm, palustre, geralmente planta de coloração vinosa. Folhas com ócrea cilíndrica com tricomas no ápice, pecíolo de 3-5 mm, lâmina, linear-lanceolada, 4- 12 x 0,5-1,5 cm, estrigosas, verde com pigmentação púrpura, glândulas brancas e opacas na face abaxial. Inflorescência em pleiotirso, laxis, com tirso delgados de até 6 cm de comp. Flores com ocréolas glabras, ápice ciliado, sem glândulas, perigônio 5-lobado, esverdeado ou rosa intenso. Núcula trigona-ovalada e lenticular no mesmo espécime. Ampla distribuição no Continente Americano. No Brasil ocorre nos estados do Ceará, Bahia, Distrito Federal, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, São Paulo e na região Sul. No reservatório Guarapiranga esteve presente em dois pontos. Pode ser identificada pela presença de glândulas opacas esbranquiçadas na face abaxial das lâminas e se diferencia de *P. punctatum* pela ausência de glândulas puntiformes castanhas no perigônio.

Material examinado: Reservatório Guarapiranga, GUA5, 10/10/2007, M.E.F.Rodrigues 0000238 (ESA). Reservatório Guarapiranga, Marina Silvester, 10/10/2007, M.E.F.Rodrigues 0000281 (ESA). Reservatório Guarapiranga, 4G, 1/19/2007, M.E.F.Rodrigues 0000084 (ESA). Reservatório Guarapiranga, EM14, 10/16/2008, M.E.F.Rodrigues 000436b (ESA). Reservatório Guarapiranga, EM14, 11/6/2008, M.E.F.Rodrigues 0000543 (ESA, HUEFS). Reservatório Guarapiranga, GUA5, 11/9/2007, M.E.F.Rodrigues 0000303 (ESA, HUEFS). Reservatório Guarapiranga, EM14, 8/6/2008, M.E.F.Rodrigues 0000392 (ESA). Reservatório Guarapiranga, GUA5, 9/19/2007, M.E.F.Rodrigues 0000216 (ESA).



Figura 7 - Aspecto geral do *Polygonum ferrugineum* e detalhe da inflorescência (a) e detalhe da inflorescência de *Polygonum hydropiperoides* (b), detalhe da inflorescência de *Polygonum paraguayense* (c) e aspecto geral do *Polygonum punctatum* (d).

Polygonum paraguayense Wedd., Ann. Sci. Nat., Bot., sér. 3. 13: 253. 1849.

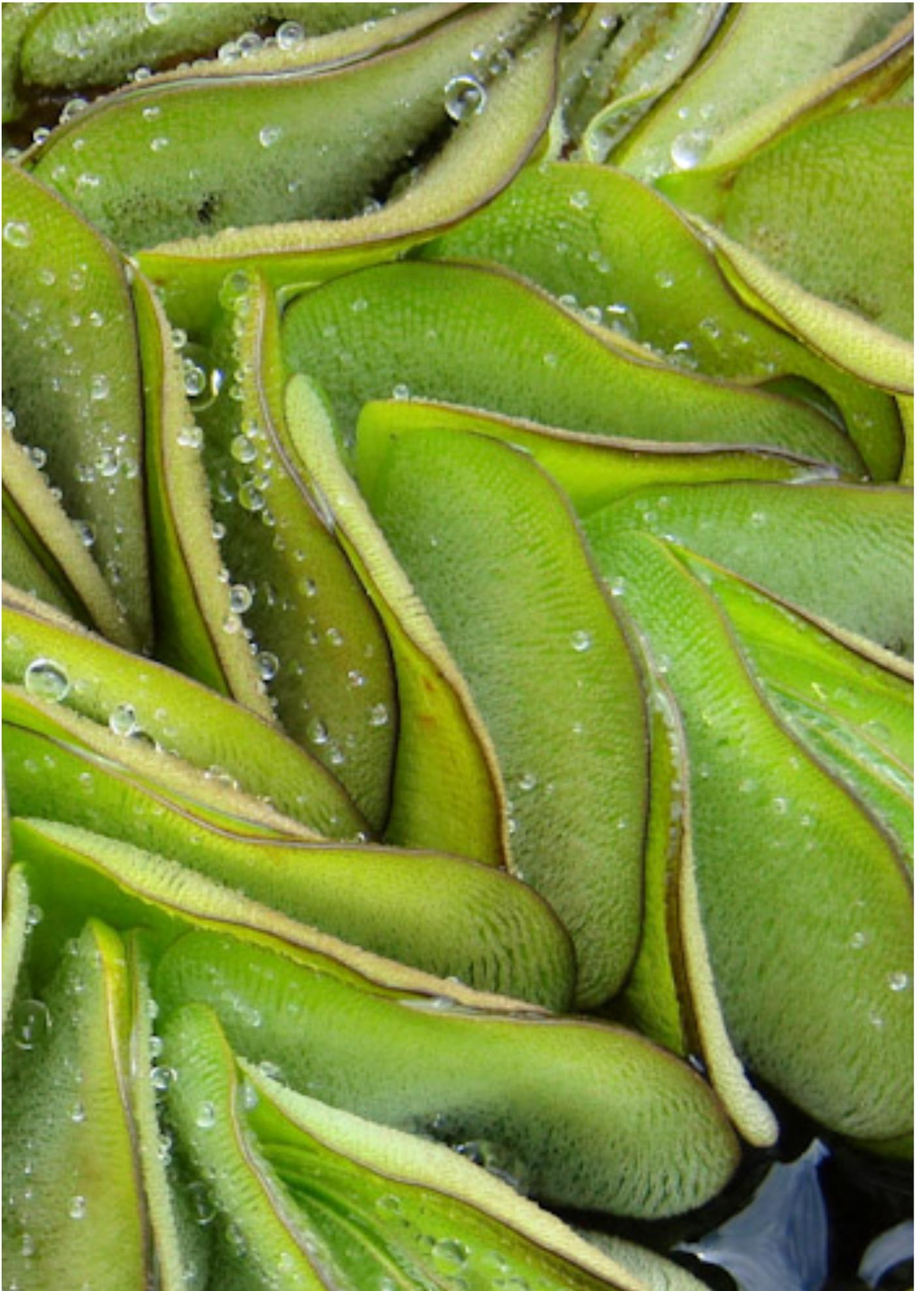
Erva, decumbente, 1-2 m, ramos pubescentes com tricomas simples e capitado em toda planta. Folhas com ócrea até 2 cm, pubescente, ápice com longos cílios; pecíolo 0,5-1 cm, pubescente; lâmina oval-lanceolada, 2-14 x 1-5 cm, ápice e base atenuados, pubescentes, com tricomas capitados. Inflorescência em pleiotirsos terminais, não compactas, até 7 cm de comp., esverdeadas, pedúnculos com tricomas glandulares de 1-4 cm. Flores com ocreólas com tricomas tectores e capitados, perigônio 5-lobado, branco ou esverdeado. Núcula geralmente lenticular com algumas trígonas no mesmo espécime, com até 4mm de comp. Distribuição na Argentina, Paraguai e Brasil. No Brasil ocorre em Mato Grosso do Sul, Mato Grosso e São Paulo. Na Reservatório Guarapiranga esteve presente em dois pontos. Pode ser distinguida através da presença de tricomas capitados em toda planta. Segundo Melo; Marcondes-Ferreira esta planta é rara em São Paulo, não sendo coletada a mais de 45 anos e consta com a núcula trígonas, porém segundo Melo (com. pess.) será feita uma revisão para corrigir a chave.

Material examinado: Reservatório Guarapiranga, EG19, 8/6/2008, M.E.F.Rodrigues 0000391 (ESA, HUEFS). Reservatório Guarapiranga, RB5, 4/7/2009, M.E.F.Rodrigues 0000556 (ESA, HUEFS).

Polygonum punctatum Elliott, Sketch Bot. S. Carolina 1(5): 455-456. 1821[1817].

Erva, ereta, até 1m, palustre. Folhas com ócreas cilíndrica, glabra a pilosa, com longos tricomas no ápice; pecíolo de até 1cm, lâmina lanceolada ou oval-lanceolada, 5-15 x 0,6-3 cm, glabras, verde com manchas púrpuras, glândulas puntiformes em ambas as faces. Inflorescência em pleiotirsos, terminais, longo-pedunculadas, laxiflora, até 11 cm de comp. Flores com ocreólas glabras e ciliadas no ápice, perigônio 5-lobado, branco ou esverdeado, com muitas glândulas punctiformes castanhas. Núcula trígonas-ovalada envolvida pelo perigônio com glândulas punctiformes castanhas. Distribuição na América tropical e subtropical. Com ampla ocorrência no Brasil. Na Reservatório Guarapiranga esteve presente em sete pontos. Identificada pela presença de glândulas punctiformes em toda planta, mais evidentes e castanhos no perigônio.

Material examinado: Reservatório Guarapiranga, GUA6, 10/10/2007, M.E.F.Rodrigues 0000262 (ESA). Reservatório Guarapiranga, GUA5, 5/3/2007, M.E.F.Rodrigues 0000128 (ESA, HUEFS). Reservatório Guarapiranga, GUA5, 5/3/2007, M.E.F.Rodrigues 0000129 (ESA, HUEFS). Reservatório Guarapiranga, 7G, 1/30/2007, M.E.F.Rodrigues 0000096 (ESA). Reservatório Guarapiranga, EM14, 10/16/2008, M.E.F.Rodrigues 000436a (ESA). Reservatório Guarapiranga, EM13, 9/2/2008, M.E.F.Rodrigues 0000405 (ESA). Reservatório Guarapiranga, EM14, 9/2/2008, M.E.F.Rodrigues 0000401 (ESA). Reservatório Guarapiranga, EG17, 9/2/2008, M.E.F.Rodrigues 0000407 (ESA, HUEFS). Reservatório Guarapiranga, EG17, 8/6/2008, M.E.F.Rodrigues 0000390 (ESA). Reservatório Guarapiranga, GUA4, 10/10/2007, M.E.F.Rodrigues 0000272 (ESA). Reservatório Guarapiranga, GUA6, 9/19/2007, M.E.F.Rodrigues 0000224 (ESA). Reservatório Guarapiranga, GUA5, 7/5/2007, M.E.F.Rodrigues 0000204 (ESA). Reservatório Guarapiranga, GUA5, 9/19/2007, M.E.F.Rodrigues 0000215 (ESA). Reservatório Guarapiranga, EM13, 8/6/2008, M.E.F.Rodrigues 0000398 (ESA, HUEFS). Reservatório Guarapiranga, GUA6, 7/5/2007, M.E.F.Rodrigues 0000203 (ESA).



REFERÊNCIAS

ABOBI, S. M.; AMPOFO-YEHOAH, A.; KPODONU, T. A.; ALHASSAN, E. H.; ABARIKE, E. D.; ATINDAANA, S. A.; AKONGYUURE, D. N.; KONADU, V.; TWUMASI, F. Socio-ecological importance of aquatic macrophytes to some fishing communities in the Northern region of Ghana. **Elixir Bio Diversity**, 79, p. 30432-30437, 2015.

AGÊNCIA INTERMUNICIPAL DE REGULAÇÃO DO MÉDIO VALE DO ITAJÁI (Agir). **Valores financeiros de referência**: anexo 1. Disponível em: <<http://www.agir.sc.gov.br/planos-municipais-de-saneamento-basico/category/100-PMSB%20Benedito%20Novo?download=621:Anexos%20Volume%20IV>>. Acesso em: 01 ago. 2016.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (Anvisa). Consulta pública nº 62, de 2 de outubro de 2006. **Diário Oficial da União**, 03 out. 2006. Disponível em: <<http://www4.anvisa.gov.br/base/visadoc/CP/CP%5B16297-1-0%5D.PDF>>. Acesso em: 01 ago. 2016.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (Anvisa). **Critérios para a classificação toxicológica**: anexo III. Brasília, Anvisa, [s.d.]. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/wps/portal/anvisa/home/agrotoxicotoxicologia/!ut/p/c4/04_SB8K8xLLM9MSSzPy8xBz9C_P0os3hnd0cPE3MfAwMDMydnA093Uz8z00B_A3djM_2CbEdFANFW4Q0!/?WCM_PORTLET=PC_7_CGAH47L0_0GOAE0I8S9RJOB2C53_WCM&WCM_GLOBAL_CONTEXT=/wps/wcm/connect/anvisa/anvisa/inicio/agrotoxicos+e+toxicologia/publicacao+agrotoxicos+e+toxicologia/criterios+para+a+classificacao+toxicologica>. Acesso em: 01 maio 2010.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (Anvisa). **F56 – Fluridona**. Brasília: Anvisa, [s.d]b. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/documents/111215/117782/f56.pdf/78a48240-2313-448e-b327-9ebf6628ca6e>>. Acesso em: 01 ago. 2016.

AGUILAR, I. L.; AMARAL, F. C. AMEZCUA, J. M. C.; REYNAGA, R. G.; GARCIA, I. C.; GARGAS, R. G. **Ecologia**. Zapopan: Umral Editora, 2006. 133 p. Disponível em: <http://books.google.com/books?id=cg2bYy-GthgC&printsec=frontcover&hl=pt-BR&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false>. Acesso em: 01 mar. 2014.

ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C.; TRINDADE, C. R. T.; FURLANETTO, L. M. Field evidence of the influence of aquatic macrophytes on water quality in a shallow eutrophic lake over a 13-year period. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 2, p. 176-185, 2014.

ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C.; VEIGA, C. C. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados associada às macrófitas aquáticas *Nymphoides indica* e *Azolla filliculoides* em dois lagos subtropicais (Rio Grande, RS, Brasil). **Acta Biologica Leopoldensia**, v. 27, n. 3, p. 137-145, 2005.

ALBERTONI, E. F.; PRELLVITZ, L. J.; PALMA-SILVA, C. Macroinvertebrate fauna associated with *Pistia stratiotes* and *Nymphoides indica* in subtropical lakes (south Brazil). **Brazilian Journal Biology**, v. 67, n. 3, p. 499-507, 2007.

ALI, M. M.; MAGEED, A. A.; HEIKAL, M. Importance of aquatic macrophyte for invertebrate diversity in large subtropical reservoir. **Limnologica**, v. 37, p. 155-169, 2007.

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

ALVARADO, G. R. P.; FASANARO, R. Aguapés: sua aplicação no tratamento biológico dos esgotos e na produção de energia alternativa. **Engenharia Sanitária**, v. 19, n. 1, p. 68-69, 1980.

ALVES DA SILVA, S. C.; CERVI, A. C.; BONA, C.; PADIAL, A. A. Aquatic macrophyte community varies in urban reservoirs, with different degrees of eutrophication. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n.2, p. 129-142, 2014.

- AMADO, A. M.; ESTEVES, F. A.; FIGUEIREDO-BARROS, M. P.; SANTOS, A. M. Short-term and seasonal effects of water level variations on *Eleocharis interstincta* (VAHL) nutrient content in a tropical coastal lagoon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 1, p. 91-99, 2005.
- ANDRADE, A. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios brasileiros. In: CICLO DE CONFERÊNCIAS DE GESTÃO AMBIENTAL, 2009, São Paulo. **Anais...** São Paulo: SABESP, 2009. Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/uploads/file/sociedade_meioamb/Confer%C3%Aancias%20de%20Gest%C3%A3o%20Ambiental/Monitoramento%20e%20manejo%20de%20macr%C3%B3fitas%20aqu%C3%A1ticas%20em%20represas%20brasileiras%20-%20Almir%20Andrade%20-%20Sabesp.pdf>. Acesso em: 01 abr. 2015.
- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R **Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano**. Campinas: IE/UNICAMP, 2009. 44 p. (Texto para Discussão, n. 155). Disponível em: <<http://www.eco.unicamp.br/docprod/downarq.php?id=1785&tp=a>>. Acesso em: 01 fev. 2014.
- 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.
- ANTONIO, R. M.; BITAR, A. L.; BIANCHINI Jr., I. Consumo de oxigênio na mineralização de folhas, galhos, cascas e serrapilheira. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 11, n. 2, p. 65-78, 1999.
- ANTUNIASSI, U. R.; VELINI, E. D.; MARTINS, D. Remoção mecânica de plantas aquáticas: análise econômica e operacional. **Planta Daninha**, v. 20, n. ed. esp., p. 35-43, 2002.
- AQUATIC PLANT CONTROL RESEARCH PROGRAM (APCRP). Disponível em: <<http://el.erc.usace.army.mil/elpubs/pdf/A-77-1.pdf>>. Acesso em: 22 set. 2015.
- ARAÚJO-LIMA, C. A.; PORTUGAL, L. P. S.; FERREIRA, E. G. Fish-macrophytes relationship in the Anavilhanas Archipelago, a black-water system in the central Amazon. **Journal of Fish Biology**, v. 29, p. 1-11, 1986.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE LIMNOLOGIA (Ablimno). **Moção do XII Congresso Brasileiro de Limnologia, da Sociedade Brasileira de Limnologia: Utilização de agrotóxicos para controle de macrófitas aquáticas**. Brasília, 2009. Disponível em: < http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/9A16ED0C/Anexo1_PROAM.pdf>. Acesso em: 01 abr. 2015.
- AVILA, Z. R.; PITELLI, R. A. Crescimento, esporulação e virulência do inóculo de *Cercospora piaropi*, agente de biocontrole do aguapé. **Fitopatologia Brasileira**, v. 29, n. 2, p. 189-192, 2004.
- AZEVEDO, L. B.; VAN ZELM, R.; LEUVEN, R. S. E. W.; HENDRIKS, A. J., HUIJBREGTS, M. A. J. Combined ecological risks of nitrogen and phosphorus in European Freshwaters. **Environmental Pollution**, v. 200, p. 85-92, 2015.
- AZEVEDO, S. M. F. O. Toxinas de cianobactérias: causas e consequências para a saúde pública, **Medicina On line**, v. 1, n. 3, p. 1-19, 1998.
- AZEVEDO NETO, J. M. Novos conceitos sobre eutrofização. **Revista DAE**, v. 48, n. 151, p. 22-28, 1988.
- BARBIERI, R.; ESTEVES, F. A. the chemical composition of some aquatic macrophyte species and implications for the metabolism of a tropical lacustrine ecosystem - Lobo Reservoir, São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 213, p. 133-140, 1991.
- BARBOSA, A. C.; GENTIL, I. C. Histórico do manejo de macrófitas aquáticas no reservatório Guarapiranga. In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARAÍBA DO SUL: RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, SERVIÇOS AMBIENTAIS E SUSTENTABILIDADE, 2., 2009, Taubaté. **Anais...** Taubaté: IPABHi, 2009. p. 585-592. Disponível em: <<http://www.ipabhi.org/serhidro/anais/anais2009/doc/pdfs/p76.pdf>>. Acesso em: 01 abr. 2016.
- BARBOSA, F. A. R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; BORICS, G.; ROCHA, O. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. In: TUNDISI, J. G.; STRAŠKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Amsterdam: Backhuys Publ., Netherlands, 1999, p. 425-437.
- BARCELOUX, D. G. Copper. **Clinical Toxicology**, v. 37, n. 2, p. 217-230, 1999.

- BARKO, J. W.; SMART, R. M. Comparative influences of light and temperature on the growth and metabolism of selected submersed freshwater macrophytes. **Ecological Monographs**, v. 51, n. 2, p. 219-236, 1981.
- BARRETO, C. O. **Eficiência de leito de macrófitas como unidade de polimento de efluente de indústria de aditivos para ração**. 2005. 53 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.
- BATISTA, J. L. O.; SILVA, A. B.; SANTOS, R. L. Procedimentos metodológicos para o mapeamento da cobertura e uso do solo da carta SC-24-Z-C-I-3, utilizando geotecnologia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLOGIAS DA GEOINFORMAÇÃO, 2., 2010, Recife. **Anais...** Recife, 2010, p. 1-9.
- BATISTA, L. F. A.; IMAI, N. N.; ROTTA, L. H. S.; WATANABE, F. S. Y. Análise de correlação espacial de variáveis relacionadas à colonização de macrófitas submersas. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 16., 2013. Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: INPE, 2013. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p0915.pdf>>. Acesso em: 01 out. 2015.
- BATISTA-SILVA, V. F.; BONETO, D. D.; BAILLY, D.; ABELHA, M. C. F.; KASHIWAQUI, E. A. L. Invertebrates associated to *Eichhornea azurea* Kunth in a lagoon of the Upper Paraná River: composition, community attributes and influence of abiotic factors. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 4, p. 376-385, 2011.
- BECKER, V.; CAPUTO, L.; ORDÓÑEZ, J.; MARCÉ, R.; ARMENGOL, J.; CROSSETTI, L. O.; HUSZAR, V. L. M. Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. **Water Research**, v. 44, n. 11, p. 3345-3354, 2010.
- BEGHELLI, F. G. S.; ROSA, A. H.; NISHIMURA, P. Y.; MEIRINHO, P. A.; LEONARDI, B. F.; GUIDUCE, F. S.; LOPEZ-DOVAL, J. C.; POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Aplicações de sulfato de cobre no reservatório Guarapiranga, SP: distribuição no meio e efeitos sobre a comunidade planctônica. In: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P. H.; CARDOSO-SILVA, S.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. (Orgs.) **Ecologia de reservatórios e interfaces**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (IB/USP), 2015. 460 p.
- BERGAMASCO, A. M. D. D.; SÉKULA, C.; DANIEL, M. H. B.; QUEIROZ, F. B.; CABRAL, A. R. Contaminantes químicos em águas destinadas ao consumo humano no Brasil. **Cadernos Saúde Coletiva**, v. 19, n. 4, p. 479-86, 2011.
- BERNARDI, E. C. S.; PANZIERA, A. G.; BURIOL, G. A.; SWAROWSKY, A. Bacia hidrográfica como unidade de gestão ambiental. **Disciplinarum Scientia**. Série: Ciências Naturais e Tecnológicas, v. 13, n. 2, p. 159-168, 2012.
- BERTI, K. A. F. **Avaliação dos impactos ambientais devido ao uso de mecanismos de controle de macrófitas em reservatórios**. 2013. 77 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2013. Disponível em: <<http://saturno.unifei.edu.br/bim/0042992.pdf>>. Acesso em: 02 out. 2015.
- BEYRUTH, Z. **Comunidade fitoplanctônica da represa de Guarapiranga: 1991-92**. Aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação ambiental. 1996. 191 f. Tese (Doutorado) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996.
- BIANCHINI Jr., I. Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos continentais. In: POMPÊO, M. L. M. (Ed.) **Perspectivas da Limnologia no Brasil**. São Luís: Gráfica e Editora União, 1999. P. 21-43.
- BIANCHINI Jr., I.; CUNHA-SANTINO, M. B.; MILAN, J. A. M.; RODRIGUES, C. J.; DIAS, J. H. P. Growth of *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle under controlled conditions. **Hydrobiologia**, v. 644, p. 301-312, 2010.
- BINI, L. M.; OLIVEIRA, L. G.; SOUZA, D. C.; CARVALHO, P.; PINTO, M. P. Patterns of the aquatic macrophyte cover in Cachoeira Dourada Reservoir (GO-MG). **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, p. 19-24, 2005.
- BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. Changes in biomass, chemical composition and nutritive value of *Spartina alterniflora* due to organic pollution in the Itanhaém River Basin (SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 3, p. 781-789, 2006.
- BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. Estudos dos fatores limitantes à produção primária por macrófitas aquáticas no Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 1, p. 7-19, 2008.
- BIUDES, J. F. V.; PEZZATO, L. E.; CAMARGO, A. F. M. Digestibilidade aparente da farinha de aguapé em tilápias-do-nilo. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, n. 11, p. 2079-2085, 2009.

- BIZZO, A. L. T.; INTORNE, A. C.; GOMES, P. H.; SUZUKI, M. S.; ESTEVES, B. S. Short-term physiological responses to copper stress in *Salvinia auriculata* Aubl. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 3, p. 268-277, 2014.
- BORGES, A. K. P.; TAUKE-TORNISIELO, S. M.; DOMINGOS, R. M.; ANGELIS, D. F. Performance of the constructed wetland system for the treatment of water from the Corumbataí River. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 6, p. 1279-1286, 2008.
- BORNETTE, G.; PUIJALON, S. Macrophytes: ecology of aquatic plants. In: **Encyclopedia of Life Sciences (ELS)**. Chichester: John Wiley & Sons, 2009. p. 1-9.
- BOTTINO, F.; CALIJURI, M. C.; MURPHY, K. J. Temporal and spatial variation of limnological variables and biomass of different macrophyte species in a Neotropical reservoir (São Paulo–Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 4, p. 387-397, 2013.
- BOYD, C. E. The limnological role of aquatic macrophytes and their relationship to reservoir management. **Reservoir and Fisheries and Limnology**, v. 8, p. 153-166, 1971.
- BRANKOVIĆ, S.; PAVLOVIC-MURATSPAHIĆ, D.; TOPIZOVIĆ, M. & MILIVOJEVIĆ, J. Concentration of metals (Fe, Mn, Cu and Pb) in some aquatic macrophytes of lakes Gruža, Grošnica, Memorial Park-Kragujevac and Bubanj, **Kragujevac Journal of Science**, v. 31, p. 91-101, 2009. Disponível em: <<http://www.pmf.kg.ac.rs/KJS/volumes/kjs31/kjs31brankovicmuratspahic91.pdf>>. Acesso em: 01 fev. 2014.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Diretoria Técnica de Gestão. **Dengue: diagnóstico e manejo clínico: adulto e criança**. 4. ed. Brasília: Ministério da Saúde, 2011. (Portaria MS n.º 2.914/2011). Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html>. Acesso em: 01 maio 2015.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. **Portaria MS n.º 518/2004**. Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2005. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/portaria_518_2004.pdf>. Acesso em: 01 maio 2015.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Proposta de moção**: recomenda o encerramento dos trabalhos do GT Agrotóxicos. (Processo nº 02000.001836/2008-12). Brasília: CONAMA, 2009. (Procedência: Entidades Ambientalistas da Região Norte – FURPA). Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/E392D222/PropMocao_EncNacAgroSauSoc.pdf>. Acesso em 01 abr. 2010.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Proposta de resolução**: versão com emendas. Dispõe sobre a pesquisa, o registro, a comercialização e utilização de agrotóxicos em ambientes aquáticos. Brasília: CONAMA, 2009. (Procedência: 4ª Reunião do Grupo Trabalho que tratará sobre pesquisa, registro, comercialização e utilização de agrotóxicos e afins em ambientes hídricos). Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/E392D222/PropResolAgrotoxicosVSuja4Reuniao_20mar09.pdf>. Acesso em 01 mar. 2009.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução n. 467**: de 16 de julho de 2015. Brasília: CONAMA, 2015. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=712>>. Acesso em 01 set. 2015.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Projeto Corredores Ecológicos**. Brasília: MMA, [s.d.]. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/programas-e-projetos/projeto-corredores-ecologicos>>. Acesso em: 01 maio 2016.
- BRASIL, M. S., MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 266-272, 2007.
- BRAVIN, L. F. N.; VELINI, E. D.; REIGOTTA, C.; NEGRISOLI, E.; CORRÊA, M. R.; CARBONARI, C. A. Desenvolvimento de equipamento para controle mecânico de plantas aquáticas na UHE de Americana-SP. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 263-267, 2005.
- BRAZ, J. A.; SILVA, C. L. Avaliação do potencial energético do biogás de aterro sanitário gerado pelos resíduos sólidos domésticos do município de Rio Claro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21. FEIRA INTERNACIONAL DE TECNOLOGIAS DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 4., 2001, João Pessoa. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2001. p. 1-11.

- CALEFFI, S. Impacto do uso de sulfato de cobre sobre o zooplâncton na Represa Guarapiranga. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; PASCHOAL, C. M. R. B.; ROCHA, O.; BOHRER, M. B. C.; OLIVEIRA NETO, A. L. (Eds.). **Ecotoxicologia: perspectivas para o Século XXI**. São Carlos: RiMa, 2000.
- CALIJURI, M. C.; OLIVEIRA, H. T. Manejo da qualidade da água: uma abordagem metodológica. In: CATELLANO, E. G.; CHAUDHRY, F. H. (Eds.). **Desenvolvimento sustentado: problemas e estratégias**. São Carlos: EESC-USP, 2000. p. 39-58.
- CALIJURI, M. L.; MELO, A. L. O.; LORENTZ, J. L. Identificação de áreas para implantação de aterros sanitários com uso de análise estratégica de decisão. **Informática Pública**, v. 4, n. 2, p. 231-250, 2002.
- CAMPAGNOLI, F. **A aplicação do assoreamento na definição de geoindicadores ambientais em áreas urbanas: exemplo na Bacia do Alto Tietê, SP**. 2002. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. **Protocol for the derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life**. Winnipeg: CCME, 1999. (CCME EPC-98E).
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). **Summary of existing Canadian environmental quality guidelines**. Winnipeg: CCME, 2003.
- CANCIAN, L. C.; CAMARGO, A. F. M.; SILVA, G. H. G. Crescimento de *Pistia stratiotes* em diferentes condições de temperatura e fotoperíodo. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 2, p. 552-557, 2009.
- CARDOSO L. R.; MARTINS D.; TERRA, M. A. Sensibilidade a herbicidas de acessos de aguapé coletados em reservatórios do estado de São Paulo. **Planta Daninha**, v. 21, p. 61-67, 2003.
- CARDOSO-SILVA, C. **Metais-traço em sedimentos do reservatório Paiva Castro (Mairiporã- São Paulo): histórico por meio da geocronologia do ²¹⁰Pb, biodisponibilidade e uma proposta para a gestão dos recursos hídricos**. 2013. 166 f. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.
- CARDOSO-SILVA, S.; FERREIRA, P. A. L.; MOSCHINI-CARLOS, V.; FIGUEIRA, R. C. L.; POMPÊO, M. Temporal and spatial accumulation of heavy metals in the sediments at Paiva Castro Reservoir (São Paulo, Brazil). **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 9, p. 1-16, 2016a.
- 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.; NISHIMURA, P. Y.; PADIAL, P. R.; MARIANI, C. F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. **Bioikos**, v. 28, n. 1, p. 31-43, 2014.
- CARDOSO-SILVA, S.; SILVA, D. C. V. R. S.; LAGE, F.; PAIVA, T. C. B.; MOSCHINI-CARLOS, V.; ROSA, A. H.; POMPÊO, M. Metals in sediments: bioavailability and toxicity in a tropical reservoir used for public water supply. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, p. 310, 2016b.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.
- CARNIATTO, N.; FUGI, R.; CANTANHÊDE, G.; GUBIANI, E. A.; HAHN, N.S. Effects of flooding regime and diel cycle on diet of a small sized fish associated to macrophytes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 4, p. 363-372, 2012.
- CARRARO, G. **Agrotóxico e meio ambiente: uma proposta de ensino de Ciências e Química**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Química, Área de Educação Química, 1997. 95 p. (Série Química e Meio Ambiente). Disponível em: <<http://www.iq.ufrgs.br/aeq/html/publicacoes/matdid/livros/pdf/agrotoxicos.pdf>>. Acesso em: 01 maio 2014.
- CARVALHO, L. R.; SANT'ANNA, C. L.; GEMELGO, M. C. P.; AZEVEDO, M. T. P. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystin by planar chromatography in surface water of Billings and Guarapiranga Reservoirs, SP, **Brazilian Journal of Botany**, v. 30, n. 1, p. 141-148, 2007.

- CARVALHO, R. G. As bacias hidrográficas enquanto unidades de planejamento e zoneamento ambiental no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, v. 3, n. 6, p. 26-43, 2014.
- CASATTI, L.; MENDES, H. F.; FERREIRA, K. M. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 2, p. 213-222, 2003.
- CHAPRA, S. C. Applying phosphorus loading models to embayments. **Limnology and Oceanography**, v. 24, n. 1, p. 163-168, 1979.
- CÍCERO, E. A. S.; PITELLI, R. A.; SENA, J. A. D.; FERRAUDO, A. S. Variabilidade genética e sensibilidade de acessos de *Pistia stratiotes* ao herbicida glyphosate. **Planta Daninha**, v. 25, n. 3, p. 579-587, 2007.
- COLARES, E. R. C.; SUMINSKY, M.; BENDATI, M. M. A. Diagnóstico e controle do mexilhão-dourado, *Limnoperna fortunei*, em sistemas de tratamento de água em Porto Alegre (RS, Brasil). In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória. **Anais...** Espírito Santo, 2002. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/sibesa6/vdos.pdf>>. Acesso em: 01 maio 2015.
- COMISIÓN MUNDIAL DE REPRESAS (CMR). **Represas y desarrollo: un nuevo marco para la toma de decisiones**. [S. l.]: Comisión Mundial de Represas, 2000. 404 p. (Reporte Final).
- COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (Sabesp). **Água: tratamento de água: região metropolitana de São Paulo**. São Paulo. Disponível em: <<http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=36>>. Acesso em: 14 jun. 2006.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (Sabesp). Ato de realização de pregão. São Paulo. Disponível em: <[http://sabesp-info18.sabesp.com.br/Licita/pg_Int.nsf/Atas/EA45D1E988001C2483257830005F36CC/\\$File/AtaPregao58749-10.html](http://sabesp-info18.sabesp.com.br/Licita/pg_Int.nsf/Atas/EA45D1E988001C2483257830005F36CC/$File/AtaPregao58749-10.html)>. Acesso em: 03 ago. 2016.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (Sabesp). Extrato de contrato/relação de compras. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, v. 125, n. 4, p. 22, 2015. Disponível em: <<http://www.jusbrasil.com.br/diarios/87400845/dosp-empresarial-07-03-2015-pg-22>>. Acesso em: 03 ago. 2016.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Avaliação do Complexo Billings: comunidades aquáticas – (Out/92 a Out/93)**. São Paulo: CETESB, 1996.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2013**. São Paulo: CETESB, 2014. 434 p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 01 set. 2014.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2002**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2003. 279 p. (Série Relatórios).
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2005**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2006. 488 p. (Série Relatórios).
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2006**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2007. 327 p. (Série Relatórios).
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2007**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2008. 537 p. (Série Relatórios).
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2008**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2009. 528 p. (Série Relatórios).
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2011**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2012. 356 p. (Série Relatórios).

- CONSÓRCIO ITÁ. **Usina hidrelétrica Itá**: relatório anual 2014 - licença de operação nº 68/99 2ª renovação. [São Paulo]: Consórcio Itá, [2014]. 168 p. Disponível em: <http://www.consorcioita.com.br/relatorios/UHE_ITA_2014.pdf>. Acess em 01 nov. 2015.
- CORRÊA, M. R.; BRAVIN, L. F. N.; VELINI, E. D.; BAILO, F. H. R.; GALO, M. L. B. T. Desenvolvimento de equipamentos para o mapeamento de áreas infestadas por macrófitas aquáticas imersas. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 269-275, 2005.
- COSTA, M. L. R.; HENRY, R. Phosphorus, nitrogen, and carbon contents of macrophytes in lakes lateral to a tropical river (Paranapanema River, São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 2, p. 122-132, 2010.
- COSTA, N. V.; CARDOSO, L. A.; MARCHI, S. R.; DOMINGOS, V. D.; MARTINS, D. Controle químico de plantas daninhas aquáticas: *Alternanthera philoxeroides*, *Enhydra anagallis* e *Pycnus decumbens*. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 335-342, 2005.
- COSTA, N. V.; MARTINS, D.; RODELLA, R. A.; COSTA, L. D. N. C. pH foliar e deposição de gotas de pulverização em plantas daninhas aquáticas: *Brachiaria mutica*, *Brachiaria subquadripara* e *Panicum repens*. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 295-304, 2005b.
- CREMA, L. C.; BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. Effect of Urucu oil (Brazilian Amazon) on the biomass of the aquatic macrophyte *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (Pontederiaceae). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 4, p. 406-411, 2011.
- CRISPIM, M. C.; VIEIRA, A. C. B.; COELHO, S. F. M.; MEDEIROS, A. M. A. Nutrient uptake efficiency by macrophyte and biofilm: practical strategies for small-scale fish farming. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, n. 4, p. 387-391, 2009.
- CRONIN, G.; LEWIS Jr.; W.M.; SCHIEHSER, M. A. Influence of freshwater macrophytes on the littoral ecosystem structure and function of a young Colorado Reservoir. **Aquatic Botany**, v. 85, p. 37-43, 2006.
- CRUZ, C.; SILVA, A. F.; LUNA, L. V.; YAMAUCHI, A. K. F.; GARLICH, N.; PITELLI, R. A. Glyphosate effectiveness in the control of macrophytes under a greenhouse condition. **Planta Daninha**, v. 33, n. 2, p. 241-247, 2015.
- CUNHA, C. A. G. **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas**. 2006. 174 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.
- DAJOZ, R. **Tratado de ecología**. Madri: Artes Gráficas Cuesta, 2001. 602 p.
- DANGAVS, N. V. Morfometria de cuerpos lenticos. In: LOPRETTO, E. C.; TELL, G. (Eds.) **Ecosistemas de aguas continentales**: Metodologias para su estudio. Santiago de Chile: Ediciones Sur, 1995. p. 27-45.
- DEMARTY, M.; PRAIR, Y. T. In situ dissolved organic carbon (DOC) release by submerged macrophyte-epiphyte communities in southern Quebec lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 66, n. 9, p. 1522-1531, 2009.
- DEPARTMENT OF ENERGY & ENVIRONMENT (DEE). District Department of the Environment. **2011 & 2012: DC MS4 Annual Report**. Washington: DEE, 2012. (Municipal Separate Storm, Sewer System, NPDES Permit N° DC0000221). Disponível em: <<http://green.dc.gov/sites/default/files/dc/sites/ddoe/publication/attachments/2012%20Annual%20Report%202-26-13%20-%20Amended.pdf>>. Acesso em: 01 out. 2014.
- DI NINO, F.; THIÉBAUT, G.; MULLER, S. Response of *Elodea nuttallii* (Planch.) H.St. John to manual harvesting in the North-East of France. **Hydrobiologia**, v. 551, p. 147-157, 2005.
- DIAS, S. G.; SIPAUBA-TAVARES, L. H. Physical, chemical and microbiological aspects during the dry and rainy seasons in a pond covered by macrophyte used in aquaculture water supply. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 3, p. 276-284, 2012.
- DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. S. O.; BARBOSA, J. E. L.; KONIG, A. Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Suplemento, p. 226-230, 2005.

- DOMINGOS, S.; DALLAS, S.; GERMAIN, M.; HO, G. Heavy metals in a constructed wetland treating industrial wastewater: distribution in the sediment and rhizome tissue. **Water Science & Technology**, v. 60, n. 6, p. 1425-1432, 2009.
- DORNFELD, C. B.; FONSECA-GESSNER, A. A. Fauna de Chironomidae (Diptera) associada à *Salvinia* sp. e *Myriophyllum* sp. num reservatório do Córrego do Espraiado, São Carlos, São Paulo, Brasil. **Entomologia y Vectores**, v. 12, n. 2, p. 181-192, 2005.
- DUNBAIN, J. S.; BOWMER, K. H. Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial waste waters containing metals. **Science of the Total Environment**, v. 111, n. 3, p. 151-168, 1992.
- ESTEVEES, B. S.; SUZUKI, M. S. Limnological variables and nutritional content of submerged aquatic macrophytes in a tropical lagoon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 2, p. 187-198, 2010.
- ESTEVEES, B. S.; SUZUKI, M. S. Nitrogen and phosphorus resorption efficiency, and N : P ratios in natural populations of *Typha domingensis* Pers. in a coastal tropical lagoon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 2, p. 124-130, 2013
- ESTEVEES, F. A. Considerações sobre a aplicação da tipologia de lagos temperados e lagos tropicais. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 11, p. 3-28, 1988a.
- ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência: INEP. 1988b. 575 p.
- ESTEVEES, F. A. Valor nutritivo de algumas espécies de macrófitas aquáticas tropicais. In: REUNIÃO SOBRE ECOLOGIA E PROTEÇÃO DE ÁGUAS CONTINENTAIS, 1981, São Paulo. **Anais...** São Paulo, 1981, p. 229-244.
- ESTEVEES, F. A. (Org.) **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.
- ESTEVEES, F. A.; CAMARGO, A. F. M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 1, p. 273-298, 1986.
- EUROPEAN COMMISSION (EC). 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. Official Journal of the European Communities, 22 Dec. 2000. Disponível em: <http://ec.europa.eu/health/endocrine_disruptors/docs/wfd_200060ec_directive_en.pdf>. Acesso em: 01 mar. 2011.
- FARAHBAKSHSHAZAD, N.; MORRISON, G. M.; SALATI FILHO, E. Nutrient removal in a vertical upflow wetland in Piracicaba, Brazil. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 29, n. 2, p. 74-77. 2000.
- FARJALLA, V. E.; MARINHO, C. C.; ESTEVEES, F. A. Uptake of oxygen in the initial stages of decomposition of aquatic macrophytes and detritus from terrestrial vegetation in a tropical coastal lagoon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 11, n. 2, p. 185-193, 1999.
- FERNANDES, F. L. G.; TEIXEIRA, M. C.; THOMAZ, S. M. Diversity and biomass of native macrophytes are negatively related to dominance of an invasive Poaceae in Brazilian sub-tropical streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 2, p. 202-209, 2013.
- FIGUEIRÊDO, M. C. B et al. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 4; p. 399-409, 2007.
- FLORES, K. M. O reconhecimento da água como direito fundamental e suas implicações. **Revista da Faculdade de Direito da UERJ**, v.1, n. 19, jun./dez. 2011. Disponível em: <<http://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/rfduerj/article/view/1724>>. Acess em: 01 abr. 2014.
- FOLONI, L. L.; PITELLI, R. A. Avaliação da sensibilidade de diversas espécies de plantas daninhas aquáticas ao carfentrazone-ethyl, em ambiente controlado. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 329-334, 2005.
- FONSECA, A. L. S.; MARINHO, C. C.; ESTEVEES, F. A. Dynamics of dissolved organic carbon from aerobic and anaerobic decomposition of *Typha domingensis* Pers. and *Eleocharis interstincta* (Vahl) Roem. & Schult. in a tropical coastal lagoon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 3, p. 279-290, 2013.
- FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE HIDRÁULICA (FCTH). Avaliação do sistema Pinheiros-Billings com o protótipo de flotação. São Paulo: FCTH, [s.d.]. 82 p. Disponível em:

- <http://www.emaec.com.br/arquivos/internet/Projetos%20e%20Empreendimentos/Melhoria%20das%20Aguas%20do%20Rio%20Pinheiros/Volume%201%20-%20Sumario_.pdf>. Acesso em: 19 nov. 2015.
- G1 São Paulo, Sabesp vai reduzir pela metade investimentos em esgoto em 2015, 01/04/2015 13h22. <http://g1.globo.com/sao-paulo/noticia/2015/04/sabesp-vai-reduzir-pela-metade-investimentos-em-esgoto-em-2015.html>. Acesso em: setembro de 2016.
- GARCIA, G.; CARDOSO, A. A. A importância da deposição atmosférica seca como fonte de nitrogênio e fósforo para ecossistemas lacustres. In: POMPEO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P. H.; CARDOSO-SILVA, S.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. (Orgs.). **Ecologia de reservatórios e interfaces**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (IB/USP), 2015.
- GIANI, A.; FIGUEIREDO, C. C. Recorrência de padrões sazonais do fitoplâncton num reservatório eutrófico (Reservatório da Pampulha. MG). In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP. 1999. p. 533-549.
- GIBBONS, M. V.; GIBBONS, H. L.; SYTSMA, M. D. **A citizen's manual for developing integrated aquatic vegetation management plans**. Washington: Washington Department of Ecology. Water Quality Financial Assistance Program, 1994. Disponível em: <<http://www.ecy.wa.gov/pubs/93093.pdf>>. Acesso em: 01 maio 2010.
- GOLDMAN, C. R.; HORNE, A. J. **Limnology**. New York: McGraw-Hill, 1983. 464 p.
- GOMES, J. A.; KAWAI, H.; JAHNEL, M. C. Estudo piloto sobre obtenção de composto orgânico a partir de aguapé. **Ambiente**, v. 1, n. 1, p. 12-17, 1987.
- GOMES, M. A. C.; SUZUKI, M. S.; CUNHA, M.; TULLII, C. F. Effect of salt stress on nutrient concentration, photosynthetic pigments, proline and foliar morphology of *Salvinia auriculata* Aubl. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 2, p. 164-176, 2011.
- GONÇALVES, C. V.; SCHWARZBOLD, A.; JASPER, A.; VASCONCELOS, M. C. Application of a non-destructive method to determine biomass in Pontederiaceae. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 4, p. 361-366, 2011.
- GOOGLE SCHOLAR. Disponível em: <<https://scholar.google.com.br/>>. Acesso em janeiro de 2016.
- GRANATO, M. **Utilização do aguapé no tratamento de efluentes com cianetos**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1995. (Série Tecnologia Ambiental, n. 5).
- GRIPP, A. R.; MARINHO, C. C.; SANCHES, L. F.; PETRUZZELLA, A.; ESTEVES, F. A. The role played by aquatic macrophytes regarding CO₂ balance in a tropical coastal lagoon (Cabiúnas Lagoon, Macaé, RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 3, p. 291-301, 2013.
- GUIMARÃES, G. L. **Grupo de trabalho constituído na 28ª Reunião da Câmara Técnica de Controle e Qualidade Ambiental, realizada nos dias 9 a 10 de julho de 2008, processo nº 02000.001836/2008-12**: (ref.). Documento enviado ao Sr. Dr. Nilo Sérgio de Melo Diniz, Diretor do CONAMA, em 25 de junho de 2009. São Paulo, 2009. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/E392D222/carta_CTCQA.pdf>. Acesso em: 01 abr. 2010.
- GUIMARÃES, L. T. **Utilização do sistema de informação geográfica (SIG) para identificação de áreas potenciais para disposição de resíduos na bacia do Paquequer, município de Teresópolis – RJ**. Rio de Janeiro: Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (COOPE), 2000. 172 p.
- GUNKEL, R. C.; BARKO, J. W. An overview of the aquatic plant control research program. **Journal of Aquatic Plant Management**, v. 36, p. 23-24, 1998.
- GUTIÉRREZ, E.; HUERTO, R.; SANDAÑA, P.; ARREGUÍN, F. Strategies for water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) control in México. **Hydrobiologia**, v. 340, p. 181-185, 1996.
- HACKBART, V. C. S.; MARQUES, A. R. P.; KIDA, B. M. S.; TOLUSSI, C. E.; NEGRI, D. D. B.; MARTINS, I. A.; FONTANA, I.; COLLUCCI, M. V.; BRANDIMARTE, A. L.; MOSCHINI-CARLOS, V.; CARDOSO-SILVA, S.; MEIRINHO, P. A.; FREIRE, R. H. F.; POMPEO, M. Avaliação expedita da heterogeneidade espacial horizontal intra e inter reservatórios do Sistema Cantareira (Represas Jaguari e Jacarei, São Paulo). In: POMPEO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P. H.; CARDOSO-SILVA, S.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. (Orgs.) **Ecologia de reservatórios e interfaces**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (IB/USP), 2015. 460 p.

- HAKANSON, L. **A manual of lake morphometry**. Berlin: Springer-Verlag, 1981. 78 p.
- HANSON, M. J.; STEFAN, H. G. Side effects of 58 years of copper sulfate treatment of the Fairmont Lakes, Minnesota. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 20, n. 6, p. 889–900, 1984.
- HENARES, M. N. P.; CAMARGO, A. F. M. Estimating nitrogen and phosphorus saturation point for *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Salvinia molesta* Mitchell in mesocosms used to treating aquaculture effluente. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 4, p. 420-428, 2014.
- HENDERSON-SELLERS, B.; MARKLAND, H. Z. **Decaying lakes: the origins and control of cultural eutrofication**. New York: Wiley, 1987. 254 p.
- HENRIQUES, A. G.; WEST, C. A.; PIO, S. Directiva quadro da água um instrumento integrador da política da água da União Europeia. In: CONGRESSO DA ÁGUA, 5., 2000, Lisboa. **Anais...** Lisboa: Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, 2000. 19 p.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquíicultura. **Planta Daninha**, v. 24, n. 1, p. 21-28, 2006a.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Scientia Agricola**, v. 63, n. 5, p. 433-438, 2006b.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Impacto das atividades de aquíicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas – relato de caso. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 34, n. 1, p. 163-173, 2008.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiote*. **Hoehnea**, v. 32, n. 3, p. 445-452, 2005.
- HENRY-SILVA, G. G.; PEZZATO, M. M.; BENASSI, R. F.; CAMARGO, A. F. M. Chemical composition of five species of aquatic macrophytes from lotic ecosystems of the southern coast of the state of São Paulo (Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 13, p. 11-17, 2001.
- 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. 242 f. Tese (Livre-Docência) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 1990.
- HENRY, R. A exportação de nutrientes e material em suspensão em alguns cursos de água na bacia do Alto Paranapanema (Estado de São Paulo). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 4, p. 67-79, 1992.
- HENRY, R. Morfometria da represa de Jurumirim (rio Paranapanema, SP). 1996. 14 p. Manuscrito.
- HENRY, R.; GOUVEIA, L. Os fluxos de nutrientes e seston em cursos de água do Alto Paranapanema (São Paulo): sua relação com usos do solo e morfologia das bacias de drenagem. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 65, n. 4, p. 439-451, 1993.
- HIRATA, R.T. **Relação da distribuição espacial de *Egeria densa* com as variáveis do ambiente, na Represa Guarapiranga - SP**. 2011. 41 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2011.
- HUERTA, B.; MARTI, E.; GROS, M.; LÓPEZ, P.; POMPÊO, M.; ARMENGOL, J.; BARCELÓ, D.; BALCÁZAR, J. L.; RODRÍGUEZ-MOZAZ, S.; MARCÉ R. Exploring the links between antibiotic occurrence, antibiotic resistance, and bacterial communities in water supply reservoirs. **Science of the Total Environment**, v. 456-457, p. 161–170, 2013.
- HUSSAR, J. G.; BASTOS, M. C. Tratamento de efluente de piscicultura com macrófitas aquáticas flutuantes. **Engenharia Ambiental**, v. 5, n. 3, p. 274-285, 2008.
- INSTITUTO DA ÁGUA (Inag). Implementação da directiva quadro da água: 2000-2005. Lisboa: Inag, 2006. 16 p.
- INTERGOVERNMENTAL OCEANOGRAPHIC COMMISSION REGIONAL SCIENCE PLANNING WORKSHOP ON HARMFUL ALGAL BLOOMS IN SOUTH AMERICA, 4., 2000, Rio Grande (Brazil). **Workshop Report, nº 185**. Paris: IOC, 2003. 80 p.

- INTERNATIONAL ENVIRONMENT TECHNOLOGY CENTRE (IETC). **Planejamento e gerenciamento de lagos e represas: uma abordagem integrada ao problema da eutrofização**. São Carlos : RiMa, 2001. 385 p. Série Publicações Técnicas, v. 11).
- IRGANG, B. E.; PEDRALLI, G.; WAECHTER, J. I. Macrófitas aquáticas da Estação Ecológica do Taim. **Roessleria**, v. 6, p. 395-404, 1984.
- JACKSON, J.; EDER, T. O papel do público no gerenciamento de lagos: a experiência dos grandes lagos. In: HASHIMOTO, M. (Ed.). **Diretrizes para o gerenciamento de lagos**. Otsu: ILEC, 1995. 234 p
- JACOBI, P. R.; CIBIM, J.; LEÃO, R. S. Crise hídrica na macrometrópole paulista e respostas da sociedade civil. **Estudos Avançados**, v. 29, n. 84, p. 27-42, 2015.
- JAKUBAUSKAS, M. E.; PETERSON, D. L.; CAMPBELL, S. W.; DENOYELLES, Jr., F.; CAMPBELL, S. D.; PENNY, D. Mapping and monitoring invasive aquatic plant obstructions in navigable waterways using satellite multispectral imagery. In: PECORA, 15. LAND SATELLITE INFORMATION, 4./ISPRS COMMISSION, 1./FIEOS, 2002. **Conference Proceedings**. Disponível em: <<http://www.isprs.org/proceedings/XXXIV/part1/paper/00058.pdf>>. Acesso em: 01 out. 2011.
- JAMES, A. **A review of the ecological effects of macrophyte management in soft-bottomed waterways**. Waikato: Waikato Regional Council, 2013. 46 p. (Technical Report 2013/03). Disponível em: <<http://www.waikatoregion.govt.nz/PageFiles/21524/TR201303.pdf>>. Acesso em: 01 nov. 2015.
- JARDINEIRO, K. S.; SILVEIRA, C. F. P. **Uso de sensoriamento remoto e geoprocessamento para a modelagem espectro espaço temporal de corpos d'água impactados: bacias da Guarapiranga-SP e do Paiva Castro-Mairiporã**. São Paulo: Instituto de Biociências a Universidade de São Paulo (IB/USP), 2008. 36 p. (Relatório de treinamento técnico desenvolvido em conjunto com o projeto "Treinamento no uso de sensoriamento remoto e geoprocessamento para a modelagem espectro espaço temporal de corpos d'água impactados: bacia do complexo Billings-SP, sob supervisão da Profa. Dra. Marisa Dantas Bitencourt").
- JOHNSTONE, I. M. Macrophyte management: an integrated perspective. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 20, p. 599-614, 1986.
- JORCIN, A.; NOGUEIRA, M. G. Phosphate distribution in the sediments along a cascade of reservoirs (Parapanema River, SE, Brazil). In: SERRANO, L.; GOLTERMAN, H. L. (Ed.). **Phosphates in sediments**. Leiden: Backhuys Publishers, 2005a. p. 77-86.
- JORCIN, A.; NOGUEIRA, M. G. Temporal and spatial patterns based on sediment and sediment-water interface characteristics along a cascade of reservoirs (Parapanema River, south-east Brazil). **Lake & Reservoirs: Research and Management**, v. 10, n. 1, p. 1-12, 2005b.
- JORGE, J. **Tietê: o rio que a cidade perdeu**. São Paulo: Alameda, 2006.
- JØRGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A. (Ed.). **Principles of lake management**. Shiga: ILEC, 1988. v. 1, 199 p. (Guidelines of Lake Management Series).
- JUNK, W. I. Investigations on the ecology and production-biology of the floating meadows (*Paspalum-Echinochloetum*) on the Middle Amazon. Part I. **Amazoniana**, v. 2, p. 449-495, 1970.
- KAKINAMI, S.H.; SANTOS, A. I. P.; MENDES, R. A. P.; ALVIM, S. C. Rio Pinheiros: suas águas e suas margens. In: ROMÉRO, M. A.; PHILIPPI Jr., A.; BRUNA, G. C. (Eds.) **Panorama ambiental da metrópole de São Paulo**. São Paulo: USP/Signus Editora, 2004. p. 191-223.
- KAWAI, H.; GRIECO, V. M. Utilização do aguapé para tratamentos de esgoto doméstico: estabelecimento de critérios de dimensionamento de lagoa de aguapé e abordagem de alguns problemas operacionais. **Revista DAE**, v. 135, p. 79-90, 1983.
- KHAN, S.; AHMAD, I.; SHAH, M. T.; REHMAN, S.; KHALIQ, A. Use of constructed wetland for the removal of heavy metals from industrial wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 3451-3457, 2009.
- 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.

- KIRA, T.; IDE, S.; FUKADA, F.; NAKAMURA, N. Lake Biwa: experience and lessons learned brief, sem data, Disponível em : <http://www.ilec.or.jp/en/wp/wp-content/uploads/2013/03/05_Lake_Biwa_27February2006.pdf>. Acesso em: setembro 2016.
- KUMAR, P.; GARDE, R. J. Potentials of water hyacinth for sewage treatment. **Research Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 61, n. 11/12, p. 1702-1706, 1989.
- LAGO, W. N. M.; LACERDA, M. P. C.; NEUMANN, M. R. B.; BORGES, T. D. Ocupação e adequação do uso das terras na microbacia do Ribeirão Extrema, Distrito Federal – parte I. Revista **Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 3, p. 289–296, 2011.
- LEAF, S. S.; CHATTERJEE, R. Developing a strategy on eutrofication. **Water Science & Technology**, v. 39, n. 12, p. 307-314, 1999.
- LEAL, P.R. **Geoestatística e ecotoxicidade como ferramentas para gestão de reservatórios. Estudo de caso: reservatório Guarapiranga (São Paulo, BR)**. 2017. 133 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.
- LEÓN, L. F.; SOULIS, E. D.; KOUWEN, N.; FARQUHAR, G. J. Nonpoint source pollution: a distributed water quality modeling approach. **Water Research**, v. 35, n. 4, p. 997-1007, 2001.
- LEWIS, G. M.; CHEN, A. S. C.; WANG, L. **Arsenic removal from drinking water by point of use reverse osmosis. EPA demonstration project at sunset ranch development in Homedale, ID: six-month evaluation report**. Washington: U.S Environmental Protection Agency, 2007. (EPA/600/R-06/094).
- LIGHT ENERGIA. **Manejo de macrófitas nos reservatórios da Light Energia**. Brasília: Light Energia, 2014. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/9A16ED0C/Apres_ManejoMacrofitas_LightEnergia.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2016.
- LIMA, A. E.; SEVERI, W. Estado trófico na cascata de reservatórios de um rio no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 9, n. 1, p. 124-133, 2014.
- LIMA, A. M. M.; PONTE, M. X. O estudo da paisagem e o planejamento estratégico como bases da gestão da oferta hídrica no estado do Pará: discussão teórica e metodológica. **Geociências**, v. 28, n. 3, p. 319-332, 2009.
- LIMA, E. C. Coletores-tronco Tietê. **Infraestrutura urbana: projetos, custos e construção**, v. 3, p. online, 2011. Disponível em: <<http://infraestruturaurbana.pini.com.br/solucoes-tecnicas/3/artigo215121-2.aspx>>. Acesso em: 01 ago. 2016.
- LIMA, S. B.; SOUZA, D. C.; OLIVEIRA, C. C.; LOPES, K. V.; SILVA, M. N.; RAMOS, M. R. Eficiência de macrófitas aquáticas emergentes da região de Campo Mourão –Pr no pós-tratamento de chorume. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA, 31., 2003, Águas de Lindóia. **Anais...** Águas de Lindóia: SBQ, 2003.
- LIND, O. T.; TERRELL, T. T. Trophic classification: some special problems of reservoirs. **Archiv für Hydrobiologie–BeiheftErgebnisse der Limnologie**, v. 33, p. 647, 1990.
- LIZIERI-SANTOS, C.; AGUIAR, R.; FRANCO, M. W. Acúmulo e toxidez de manganês em três macrófitas aquáticas flutuantes livres: *Azolla caroliniana* Willd, *Salvinia minima* Baker e *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleiden. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE FISILOGIA VEGETAL, 12., 2009, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: Sociedade Brasileira de Fisiologia Vegetal, 2009.
- LOBEL, F. Mesmo 'sem crise', Sabesp deve cortar 45% dos investimentos em esgoto, <http://www1.folha.uol.com.br/cotidiano/2016/03/1755145-mesmo-sem-crise-sabesp-deve-cortar-pela-metade-investimentos-em-esgoto.shtml>. Acesso em: setembro de 2016.
- LÓPEZ-DOVAL, J. C.; MEIRELLES, S. T.; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. 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.
- MACHADO, L. M. A percepção do meio ambiente como suporte para a educação ambiental. In: POMPÊO, M. (Org.). **Perspectivas da limnologia no Brasil**. São Luís: Gráfica e Editora União, 1999. 191 p.

- MACHADO NETO, J. G.; VELINI, E. D.; ANTUNIASSI, U. R.; BRAVIN, L. F.; NERY, M. S. Segurança das condições de aplicação de herbicidas com aerobarco em plantas daninhas aquáticas no lago da hidrelétrica de Jupia. **Planta Daninha**, v. 24, n. 2, p. 399-405, 2006.
- MAIER, M. H.; TAKINO, M.; MONTEIRO-JUNIOR, A. J. Comportamento diurno do reservatório Rio Grande (Complexo Billings); 3°52'S - 46°31'W, Riacho Grande, SP, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 24, p.1-17, 1997.
- MAL, T. K.; ADORJAN, P.; CORBETT, A. L. Effect of copper on growth of an aquatic macrophyte, *Elodea Canadensis*. **Environmental Pollution**, v. 120, n. 2, p. 307-311, 2002.
- MANCUSO, C. S. Controle do desenvolvimento de algas em águas de abastecimento público. **Revista DAE**, v. 47, n. 149, p. 151-156, 1987.
- MARCÉ, R.; GEORGE, G.; BUSCARINU, P.; DEIDDA, M.; DUNALSKA, J.; EYTO, E.; FALIM, G.; GROSSART, H. P.; ISTVANOVICS, V.; LENHARDT, M.; MORENO-OSTOS, E.; OBRADOR, B.; OSTROVSKY, I.; PIERSON, D.; POTUZAK, J.; POKAINE, S.; RINKE, K.; RODRIGUEZ-MOZAZ, S.; STAEHR, P. A.; SUMBEROVA, K.; WAAJEN, G.; WEYHENMEYER, G. A.; WEATHERS, K. C.; ZION, M.; IBELINGS, B. W.; JENNINGS, E. Automatic high frequency monitoring for improved lake and reservoir management. **Environmental Science & Technology**, 06 Sep. 2016. Disponível em: <<http://pubs.acs.org>>. Acesso em: 17 set. 2016.
- MARCÉ, R.; MORENO-OSTOS, E.; ORDÓÑEZ, J.; FEIJOÓ, C.; NAVARRO, E.; CAPUTO, L.; ARMENGOL, J. Nutrient fluxes through boundaries in the hypolimnion of Sau reservoir: expected patterns and unanticipated processes. **Limnetica**, v. 25, n. 1-2, p. 527-540, 2006.
- MARCHI, S. R.; MARTINS, D.; COSTA, N. V.; CARBONARI, C. A.; TERRA, M. A. Depósitos de calda de pulverização nas faces adaxial e abaxial de folhas de *Eichhornia crassipes* dispostas em diferentes ângulos. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 321-328, 2005a.
- MARCHI, S. R.; VELINI, E. D.; NEGRISOLI, E.; CORRÊA, M. R. Utilização de chama para controle de plantas daninhas emersas em ambiente aquático. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 311-319, 2005b.
- MARCONDES, D. A. S.; VELINI, E. D.; MARTINS, D.; TANAKA, R. H.; CARVALHO, F. T.; CAVENAGHI, A. L.; BRONHARA, A. A. Eficiência de fluridone no controle de plantas aquáticas submersas e efeitos sobre algumas características ambientais. **Planta Daninha**, v. 20, p. 63-71, 2002.
- MARCONDES, D. A. S.; VELINI, E. D.; MARTINS, D.; TANAKA, R. H.; CARVALHO, F. T.; CAVENAGHI, A. L.; BRONHARA, A. A. Eficiência de fluridone no controle de plantas aquáticas submersas no reservatório de Jupia. **Planta Daninha**, v. 21, p. 69-77, 2003.
- MARGALEF, R.; PLANAS, D.; ARMENGOL, J.; VIDAL, A.; PRAT, N.; GUISET, A.; TOJA, J.; ESTRADA, M. **Limnología de los embalses españoles**. Madrid: Ministerio de Obra Pública-Dirección General de Obras Hidráulicas, 1976. 462 p.
- MARIANI, C. F. **Variação temporal do teor de SVA/ MES e avaliação integrada do sedimento do Braço do Rio Grande (Complexo Billings – SP)**. 2010. 143 f. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.
- MARIANI, C. F.; POMPÊO, M. L. M. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment Rio Grande Reservoir, Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 8, p. 284-288, 2008.
- MARINHO, C. C.; MEIRELLES-PEREIRA, F.; GRIPP, A. R.; GUIMARÃES, C. C.; ESTEVES, F. A.; BOZELLI, R. L. Aquatic macrophytes drive sediment stoichiometry and the suspended particulate organic carbon composition of a tropical coastal lagoon. **Acta Limnologica Brasiliense**, v. 22, n. 2, p. 208-217, 2010.
- MARSHALL, T. R.; LEE, P. F. Mapping aquatic macrophytes through digital image analysis of aerial photographs: an assessment. **Journal of Aquatic Plant Management**, v. 32, p. 61-66, 1994.
- MARTINS, A. P. L. **Capacidade do *Polygonum hydropiperoides* e *Typha dominguenis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na região da bacia do Iraí**. 2005. 92 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.
- MARTINS, A. T.; PITELLI, R. A. Efeitos do manejo de *Eichhornia crassipes* sobre a qualidade da água em condições de mesocosmos. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 233-242, 2005.

- MARTINS, C. V. B.; JOHANN, S.; SANTOS, V. M. R.; DONNICI, C. L.; RESENDE, M. A. Avaliação da atividade antifúngica de extratos brutos obtidos de macrófitas aquáticas. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA, 31., 2003, Águas de Lindóia. **Anais...** Águas de Lindóia: SBQ, 2003.
- MARTINS, D.; TERRA, M. A.; CARBONARI, C. A.; NEGRISOLI, E.; CARDOSO, L. R.; TOFOLI, G. R. Efeito de diferentes concentrações de aterbane na deposição de calda em plantas de *Pistia stratiotes*. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 343-348, 2005.
- MARTINS, D.; TRIGUEIRO, L. R. C.; DOMINGOS, V. D.; TERRA, M. A.; COSTA, N. V. Sensibilidade de diferentes acessos de *Egeria najas* e *Egeria densa* aos herbicidas diquat e fluridone. **Planta Daninha**, v. 25, n. 2, p. 351-358, 2007.
- MATEUCCI, S.; COLMA, A. La metodología para el estudio de la vegetacion. **Colectión de Monografías Científicas. Serie Biología**, v. 22, p. 1-168, 1982.
- MCINTOSH, A. Notes on the use of copper sulfate in ponds. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 12, n. 4, p. 425-432, 1974.
- MEERHOFF, M. **The structuring role of macrophytes on trophic dynamics in shallow lakes under a climate-warming scenario**. 2006. 154 f. Thesis (PhD)-Faculty of Science, University of Aarhus, Copenhagen, 2006. Disponível em: <http://www2.dmu.dk/pub/phd_mm.pdf>. Acesso em: 01 fev. 2014.
- MEES, J. B. R.; GOMES, S. D.; VILAS BOAS, M. A.; FAZOLO, A.; SAMPAIO, S. C. Removal of organic matter and nutrients from slaughterhouse wastewater by using *Eichhornia crassipes* and evaluation of the generated biomass composting. **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 3, p. 466-473, 2009.
- MEIRINHO, P. A.; POMPÊO, M. Histórico de estudos sobre a comunidade zooplancônica do reservatório Rio Grande ao longo do tempo e sua heterogeneidade espacial. In: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P. H.; CARDOSO-SILVA, S.; LÓPEZ-DOVAL, J.C. (Orgs.). **Ecologia de reservatórios e interfaces**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (IB/USP), 2015. 460 p.
- MENDES, D.; PITELLI, R. A.; COELHO, L. Efeito de concentrações de herbicidas sobre aspectos biológicos de *Fusarium* sp. (isolado FCAV#940). **Planta Daninha**, v. 22, n. 1, p. 85-93, 2004.
- MERCANTE, C. T. J.; TUCCI-MOURA, A. Comparação entre os índices de Carlson e de Carlson modificado aplicados a dois ambientes aquáticos subtropicais, São Paulo, SP. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 11, n. 1, p. 1-4, 1999.
- MESCHIATTI, A. J.; ARCIFA, M. S.; FENERICH-VERANI, N. Fish communities associated with macrophytes in Brazilian floodplain lakes. **Environmental Biology of Fish**, v. 58, p. 133-143, 2000.
- MIKULYUK, A.; SHARMA, S.; VAN EGEREN, S.; ERDMANN, E.; NAULT, M. E.; HAUXWELL, J. The relative role of environmental, spatial, and land-use patterns in explaining aquatic macrophyte community composition. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 68, p. 1778-1789, 2011.
- MIRANDA, J. C. S.; COSTA, S. M. F. Estudo de macrófitas aquáticas utilizando imagens orbitais em um trecho do Rio Paraíba do Sul. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR, 17., 2015, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: SBSR, 2015. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2015/files/p0789.pdf>>. Acesso em: 01 fev. 2016.
- MÓDENES, A. N.; PIETROBELLI, J. M. T. A.; QUIÑONES, F. R. E.; SUZAKI, P. Y. R.; ALFLEN, V. L.; KLEN, M. S. F. R. Potencial de bioissorção do zinco pela macrófita *Egeria densa*. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 14, n. 4, p. 465-470, 2009.
- MOLISANI, M. M.; ROCHA, R.; MACHADO, W.; BARRETO, R. C.; LACERDA, L. D. Mercury contents in aquatic macrophytes from two reservoirs in the Paraíba do Sul: Guandú River System, SE Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 1A, p. 101-107, 2006.
- MOREIRA, I.; FERREIRA, T.; MONTEIRO, A.; CATARINO, L.; VASCONCELOS, T. Aquatic weeds and their management in Portugal: insights and the international context. **Hydrobiologia**, v. 415, p. 229-234, 1999.
- MORITA, T.; ASSUMPÇÃO, R. M. V. **Manual de soluções reagentes e solventes**. 2. ed. São Paulo: Blucher, 2014.

- MOSCHINI-CARLOS, V.; BORTOLI, S.; PINTO, E.; NISHIMURA, P. Y.; FREITAS, L. G.; POMPÊO, M.; DÖRR, F. Cyanobacteria and cyanotoxin in the Billings Reservoir (São Paulo, SP, Brazil). **Limnetica**, v. 28, n. 2, p. 273-282, 2009.
- MOSS, B. **Ecology of fresh water: man and medium**: past to future. Oxford: Blackwell-Science. 1998b. 557 p.
- MOSS, B. The numbers of eutrophication - errors, ecosystem effects, economics, ventualities, environment and education. **Water Science and Technology**, v. 37, n. 3, p. 75-84, 1998a.
- 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.
- MÜLLER, C. C.; RAYA-RODRIGUEZ, M. T.; CYBIS, L. F. Diagnóstico da qualidade analítica na quantificação de cianobactérias. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 15, n. 3, p. 283-290, 2010.
- MULLER, S. L.; HUGGETT, D. B.; RODGERS Jr., J. H. Effects of copper sulfate on *Typha latifolia* seed germination and early seedling growth in aqueous and sediment exposures. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 40, p. 192-197, 2001.
- NAGAKAMI, K. I. Grupos de interesse envolvidos com o uso de recursos / meio ambiente hídrico. In: HASHIMOTO, M. (Ed.). **Diretrizes para o gerenciamento de lagos**. Otsu: ILEC, 1995. p. 26-34.
- NASCIMENTO, M. R. L. **Proposição de valores de referência para concentração de metais e metalóides em sedimentos límnicos e fluviais da Bacia Hidrográfica do Rio Tietê, SP**. 2003. 142 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.
- NASCIMENTO, P. R. F.; PEREIRA, S. M. B.; SAMPAIO, E. V. S. B. Biomassa de *Egeria densa* nos reservatórios da hidroelétrica de Paulo Afonso-Bahia. **Planta Daninha**, v. 26, n. 3, p. 481-486, 2008.
- NATAL, D.; ARAÚJO, F. A. A.; VIANNA, R. S. T.; PEREIRA, L. E.; UENO, H. M. O mosquito das águas poluídas. **Saneas**, v. 20, n. 19, p. 26-31, 2004.
- NAVARRO, E.; BACARDIT, M.; CAPUTO, L.; PALAU, T.; ARMENGOL, J. Limnological characterization and flow patterns of a three-coupled reservoir system and their influence on *Dreissena polymorpha* populations and settlement during the stratification period. **Lake and Reservoir Management**, v. 22, n. 4, p. 293-302, 2006.
- NEGRISOLI, E.; MARTINS, D.; VELINI, D. E.; FERRERA, W. L. B. Degradação de diquat em condições de caixa d'água com e sem plantas de *Egeria*. **Planta Daninha**, v. 21, p. 93- 98, 2003a.
- NEGRISOLI, E.; TOFOLI, G. R.; VELINI, E. D.; MARTINS, D.; CAVENAGHI, A. L. Uso de diferentes herbicidas no controle de *Myriophyllum aquaticum*. **Planta Daninha**, v. 21, p. 89-92, 2003b.
- NEIFF, J. J. Aspects of primary productivity in the lower Paraná and Paraguay riverine system. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 3, p. 77-113, 1990.
- NEIFF, J. J. Fluctuaciones anuales en la composición fitocenótica y biomasa de la hidrofítia en lagunas isleñas del Paraná Medio. **Ecosur**, v. 2, n. 4, p. 153-183, 1975.
- NEVES, J. M. C. O. S.; ARAGON, G. T.; SILVA-FILHO, E. V. Effects of eutrophication and *Typha domingensis* Pers on methanogenesis in tropical constructed wetland. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 2, p. 145-153, 2011.
- NEWMAN, M. M.; DIXON, P. M.; LOONEY, B. B.; PINDER III, J. E. Estimating mean and variance for environmental samples with below detection limit observations. **Water Resources Bulletin**, v. 25, n. 4, p. 905-916, 1989.
- NICHOLS, S. A. The interaction between biology and the management of aquatic macrophytes. **Aquatic Botany**, v. 41, p. 225-252, 1991.
- NOGUEIRA, M. G.; JORCIN, A.; VIANNA, N. C.; BRITTO, Y. C. T. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos) – um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Orgs.). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações e manejo de sistemas em cascata**. São Carlos: RiMa, 2007. 472 p.

- O'HARE, M. T.; GUNN, I. D. M.; CHAPMAN, D. S.; DUDLEY, B. J.; PURSE, B. V. Impacts of space, local environment and habitat connectivity on macrophyte communities in conservation lakes. **Diversity and Distributions**, v. 8, p. 603–614, 2012.
- ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de ecologia**. 5. ed. Stamford: Cengage Learning, 2006. 616 p.
- OLIVEIRA, N. M. B.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PEREIRA, S. M. B.; MOURA JUNIOR, A. M. Capacidade de regeneração de *Egeria densa* nos reservatórios de Paulo Afonso, BA. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 263-369, 2005.
- OLIVEIRA, R. J. F.; CARVALHO, F. F. R.; BATISTA, A. M. V.; ANDRADE, M. F.; SILVA FILHA, O.L.; MEDEIROS, S. J. S. Efeito da adição de *Egeria densa* sobre a digestibilidade e balanço de nitrogênio em caprinos. **Archivos de Zootecnia**, v. 53, n. 1, p. 175-184, 2004.
- OLIVEIRA Jr.; R. S.; INOUE, M. H. Seletividade de herbicidas para culturas e plantas daninhas. In: OLIVEIRA Jr.; R. S.; CONSTANTIN, J.; INOUE, M. H. **Biologia e manejo de plantas daninhas**. Curitiba: Omnipax, 2011.
- OTOMO, J. I.; CARDOSO-SILVA, S.; SANTOS, W. D. S.; JARDIM, E. A. M.; POMPÊO, M. Avaliação de políticas para preservação e recuperação de mananciais de abastecimento público da Região Metropolitana de São Paulo. In: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P. H.; CARDOSO-SILVA, S.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. (Orgs.). **Ecologia de reservatórios e interfaces**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (IB/USP), 2015.
- PACHECO, R. P. **Custos para implantação de sistemas de esgotamento sanitário**. 2011. 116 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011. Disponível em: <<http://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/29604/R%20-%20D%20-%20RODRIGO%20PINHEIRO%20PACHECO.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 01 ago. 2016.
- PADIAL, P.R. **Heterogeneidade espacial de metais biodisponíveis (MES-SVA) na represa Guarapiranga**. 2006. 120 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.
- PADIAL, P. R.; Pompêo, M. L. M.; Moschini-Carlos, V. Heterogeneidade espacial e temporal da qualidade da água no reservatório Rio das Pedras (Complexo Billings, São Paulo). **Revista Ambiente & Água**, n. 4, p. 35-53, 2009.
- PADOVESI-FONSECA, C.; PHILOMENO, M. G. Effects of algicide (copper sulfate) application on short-term fluctuations of phytoplankton in Lake Paranoá, Central Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 4, p. 819-826, 2004.
- 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.
- PÁDUA, J. (Coord.). **Manual para a avaliação da qualidade biológica da água em lagos e albufeiras segundo a directiva quadro da água**: protocolo de amostragem e análise para o fitoplâncton. Brasília: Ministério do Meio ambiente/Instituto da Água, 2009. 67 p.
- PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas: técnicas e métodos de estudos. **Estudos de Biologia**, v. 26, p. 5-24, 1990.
- PEDRAZZI, F. J. M.; CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. 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.
- PEDROZO, M. F. M. Cobre. In: AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. **Metais**: gerenciamento da toxicidade. São Paulo: Atheneu, 2003. p. 143-185.
- PEDROZO, M. F. M.; LIMA, I. V. Ecotoxicologia do cobre e seus compostos. Salvador: Centro de Recursos Ambientais da Secretaria do Planejamento, Ciência e Tecnologia, 2001. v. 2, 128 p. (Série Cadernos de Referência Ambiental, v. 2).
- PEINADOR, M. Las cianobacterias como indicadores de contaminación orgánica. **Revista de Biología Tropical**, v. 47, n. 3, p. 381-391, 1999.
- PELICICE, F. M.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A. Simple relationships to predict attributes of fish assemblages in patches of submerged macrophytes. **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 4, p. 543-550, 2008.

- PELLI, A.; BARBOSA, F. A. R.; TAYLOR, E. *Samea multiplicalis* (Guenée, 1854) (Lepidoptera, Pyralidae): a potential agent in the biological control of *Salvinia molesta* DS Mitchell (Salviniaceae). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 20, n. 2, p. 119-123, 2008.
- PENHA, J. M. F.; SILVA, C. J.; BIANCHINI-Jr., I. Productivity of the aquatic macrophyte *Pontederia lanceolata* Nutt. (Pontederiaceae) on floodplains of the Pantanal Mato-grossense, Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, v. 7, p. 155-163, 1999.
- PEREIRA, S. A.; TRINDADE, C. R. T.; ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. Aquatic macrophytes as indicators of water quality in subtropical shallow lakes, Southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 52-63, 2012.
- PETR, T. (Rev.). **Interactions between fish and aquatic macrophytes in inland waters**. Rome: FAO, 2000. 185 p. (FAO Fisheries Technical Paper, n. 396). Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/006/x7580e/X7580E00.htm#TOC>>. Acesso em: 10 jan. 2014.
- PHILIPPE, R. L. **Geostatística e ecotoxicologia como ferramenta para gestão de reservatórios. Estudo de caso: Reservatório Guarapiranga (São Paulo, BR)**. 2017. 133 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.
- PIÃO, A. C. S. **Transporte de nitrogênio, fósforo e sedimentos pelo Ribeirão dos Carrapatos (Município de Itaip, SP), sua relação com usos do solo e outros impactos antropogênicos e a sua deposição no braço do Taquari (Represa de Jurumirim)**. 1995. 194 f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1995.
- PIEIDADE, M. T. F.; JUNK, W.; D'ÂNGELO, S. A.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; BARBOSA, K. M. N.; LOPES, A. Aquatic herbaceous plants of the Amazon floodplains: state of the art and research needed. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 2, p. 165-178, 2010.
- PIEIDADE, M. T. F.; JUNK, W. J.; LONG, S. P. The productivity of the C4 grass *Echinochloa polystachya* on the Amazon floodplain. **Ecology**, v. 72, p. 1456-1463, 1991.
- PINTO, N. S.; OLIVEIRA Jr.; J. M. B.; JUEN, L. Effects of marginal vegetation removal on Odonata communities. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 1, p. 10-18, 2013.
- PIO, S.; HENRIQUES, A. G. O estado ecológico como critério para a gestão sustentável das águas de superfície. In: CONGRESSO DA ÁGUA, 5., 2000, Lisboa. **Anais...** Lisboa: Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, 2000. Disponível em: <<http://www.aprh.pt/congressoagua2000/INICIO.HTML>>. Acesso em: 01 maio 2010.
- PIO, S.; WEST, C. A.; HENRIQUES, A. G. Protecção das águas de superfície contra a poluição por substâncias perigosas no âmbito da Directiva-Quadro da Água In: CONGRESSO DA ÁGUA, 5., 2000, Lisboa. **Anais...** Lisboa: Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, 2000. Disponível em: <<http://www.aprh.pt/congressoagua2000/INICIO.HTML>>. Acesso em: 01 maio 2010.
- POMPÊO, M. O Conama e o uso de agrotóxicos em ambientes aquáticos. **Correio da Cidadania**, 13 abr. 2009. Disponível em: <http://www.correiocidadania.com.br/index.php?option=com_content&view=article&id=3156:politica130409&catid=25:politica&Itemid=47>. Acesso em março de 2016.
- POMPÊO, M. Culturas hidropônicas, uma alternativa não uma solução. **Anais do Seminário Regional de Ecologia**, v. 8, p. 73-80, 1996.
- POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas, **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 406-424, 2008.
- POMPÊO, M.; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V. Rede independente de monitoramento da qualidade da água de reservatórios eutrofizados: uma proposta. In: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P. H.; CARDOSO-SILVA, S.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. (Orgs.). **Ecologia de reservatórios e interfaces**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (IB/USP), 2015.
- POMPÊO, M.; HENRY, R.; MOSCHINI-CARLOS, V. Chemical composition of tropical macrophyte *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 411, p. 1-11, 1999b.

- POMPÊO, M.; HENRY, R.; MOSCHINI-CARLOS, V. The water level influence on biomass of *Echinochloa polystachya* (Poaceae) in the Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 1, p. 19-26, 2001.
- POMPÊO, M.; KAWAMURA, K.; MOSCHINI-CARLOS, V.; CARDOSO-SILVA, S.; LOBO, F. L.; MEIRINHO, P. A.; BITENCOURT, M. D.; MEIRELLES, S. T. Heterogeneidade espacial horizontal da qualidade da água no reservatório Rio Grande, Complexo Billings, São Paulo, Brasil. In: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P. H.; CARDOSO-SILVA, S.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. (Orgs.). **Ecologia de reservatórios e interfaces**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (IB/USP), 2015.
- 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. (Org.). **Meio ambiente e sustentabilidade**. Porto Alegre: Bookman Companhia, 2012.
- POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifiton**: aspectos ecológicos e metodológicos. São Carlos: RIMA, 2003.
- POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Prefácio. In: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P. H.; CARDOSO-SILVA, S.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. (Orgs.). **Ecologia de reservatórios e interfaces**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (IB/USP), 2015.
- POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Seasonal variation in the density of the aquatic macrophyte *Scirpus cubensis* POEP & KUNTH (Cyperaceae) in the Lagoa do Infernã, State of São Paulo, Brazil. **Limnetica**, v. 12, n. 1, p. 17-23, 1996.
- POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Zonação e biomassa de macrófitas aquáticas na Lagoa Dourada (Brotas, SP), com ênfase na *Utricularia gibba*. **Acta Limnológica Brasiliensis**, v. 7, p. 78-86, 1995.
- POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; HENRY, R. Growth of tropical helophyte *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). **Acta Biologica Venezuelica**, v. 19, n. 4, p. 1-8, 1999b.
- POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; LOPEZ-DOVAL, J. C.; ABDALLA-MARTINS, N.; CARDOSO-SILVA, S.; FREIRE, R. H. F.; BEGHELLI, F. G. S.; BRANDIMARTE, A. L.; ROSA, A. H.; LÓPEZ, P. **Nitrogen and phosphorus dynamics in cascade multi-system tropical reservoirs**. São Paulo: Fapesp, 2012. (Fapesp Report, Proc. 2012/11890-4).
- POMPÊO, M.; PADIAL, P. R.; MARIANI, C. F.; SILVA, S. C.; MOSCHINI-CARLOS, V.; SILVA, D. C. V. R.; PAIVA, T. C. B.; BRANDIMARTE, A. L. Biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano (reservatório Guarapiranga, São Paulo, Brasil): há toxicidade potencial e heterogeneidade espacial? **Geochimica Brasiliensis**, v. 27, n. (2), p. 104-119, 2013.
- POMPÊO, M.; SILVA, S. C.; MOSCHINI-CARLOS, V. A deterioração da qualidade das águas continentais brasileiras: o processo de eutrofização. **Saneas**, v. 21, n. 2, p. 24-28, 2005.
- POMPÊO, M. As macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais: aspectos ecológicos e propostas de monitoramento. In: POMPÊO, M. (Org.). **Perspectivas da limnologia no Brasil**. São Luís: Gráfica e Editora União, 1999.
- POMPÊO, M.; HENRY, R. Decomposition of *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock, macrophyte in Jurumirim Reservoir (São Paulo - Brazil). **Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie**, v. 26, p. 1871-1875, 1998.
- PORTO, M.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008.
- PRADO, K. L. L.; FREITAS, C. E. C.; SOARES, M. G. M. Assembléias de peixes associadas às macrófitas aquáticas em lagos de várzea do baixo rio Solimões. **Biotemas**, v. 23, n. 1, p. 131-142, 2010.
- QIN, B. Q.; GAO, G.; ZHU, G. W.; ZHANG, Y. L.; SONG, Y. Z.; TANG, X. M.; XU, H.; DENG, J. M. Lake eutrophication and its ecosystem response. **Chinese Science Bulletin**, v. 58, n. 9, p. 961-970, 2013.
- RAMAN, R. K.; COOK, B. C. **Guidelines for applying copper sulfate as an algicide: Lake Loami field study**. Illinois: Department of Energy and Natural Resources Office of Research and Planning, 1988. 96 p. Disponível em: <<http://www.isws.illinois.edu/pubdoc/CR/ISWSCR-450.pdf>>. Acesso em: 01 nov. 2015.

- RAMOS, H. H.; DURIGAN, J. C. Efeitos da qualidade da água de pulverização sobre a eficácia de herbicidas aplicados em pós-emergência. **Bragantia**, v. 57, n. 2, 1998.
- RECKHOW, K. H.; CHAPRA, S. C. **Engineering approaches for lake management**: data analyses and empirical modeling. Boston: Butterworth Publishers, 1983. v. 1, 339 p.
- REICHERT, P.; BORSUK, M.; HOSTMANN, M.; SCHWEIZER, S.; SPÖRRI, C.; TOCKNER, K.; TRUFFER, B. Concepts of decision support for river rehabilitation. **Environmental Modelling & Software**, v. 22, p. 188-201, 2007.
- REID, W.; BARBER, C.; MILLER, K. **Estratégia global para la biodiversidade**: guia para quines toman decisiones. Washington: Instituto de Recursos Mundiales –WRI/Union Mundial para la Naturaleza-UICN/Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente-PNUMA, 1992. 40 p.
- REMILLARD, M.; WELCH, R. GIS technologies for aquatic macrophyte studies: I. Database development and changes in the aquatic environment. **Landscape Ecology**, v. 7, n. 3, p. 151-162, 1992.
- REMILLARD, M.; WELCH, R. GIS technologies for aquatic macrophyte studies: II. Modeling applications. **Landscape Ecology**, v. 8, n. 3, p. 163-175, 1993.
- RIBEIRO, M. D.; KAWAI, H.; TINEL, P. R.; ROSSETO, R. Experimento-piloto da lagoa de aguapé para tratamento de esgoto bruto. **Revista DAE**, v. 46, n. 144, p. 82-86, 1986.
- RICE, E. W.; BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; CLESCERI, L. S. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 2012.
- RICKLFES, R. E. **A economia da natureza**. 3. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1996. 470 p.
- ROCHA, S. M.; PIVELI, R. P.; ROCHA, A. A. **Organismos bentônicos indicadores na represa do Guarapiranga - SP – Brasil**. São Paulo: Departamento de Saúde Ambiental, Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, [s.d.]. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/caliagua/peru/bracca272.pdf>>. Acesso em: 01 nov. 2015.
- RODGHER, S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O.; FRACÁCIO, R.; PEREIRA, R. H. G.; RODRIGUES, M. H. S. Limnological and ecotoxicological studies in the cascades of reservoirs in the Tietê River (São Paulo, Brazil), **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 4, p. 697-710, 2005.
- RODRIGUES, C. M. Rede coletora de esgoto. In: INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Atlas de saneamento 2011**. Brasília: IBGE, 2011. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_zip.shtm>. Acesso em: 01 abr. 2016.
- RODRIGUES, M. E. F. **Levantamento florístico e distribuição de macrófitas aquáticas na Represa Guarapiranga, São Paulo, Brasil**. 2011. 214 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011b.
- RODRIGUES, N. S. Aguapé uma alternativa no tratamento de esgotos. **Pau-Brasil**, v. 5, p. 9-16, 1985.
- ROMITELLI, M. S. Remoção de fósforo em efluentes secundários com emprego de macrófitas aquáticas do gênero *Eichhornia*. **Revista DAE**, v. 133, p. 66-68, 1983.
- RUBIM, M. A. L.; CAMARGO, A. F. M. Taxa de crescimento específico da macrófita aquática *Salvinia molesta* Michell em um braço do Rio Preto, Itanhaém, São Paulo. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 13, n. 1, p. 75-83, 2001.
- SAINT-PAUL, U.; WERDER, U.; TEIXEIRA, A. S. Use de waterhyacinth in feeding trials with matrincha (*Brycon* sp). **Journal of Aquatic Plant Management**, v. 19, p. 18-22, 1981.
- SALATI, E. **Controle de qualidade de água através de sistemas de wetlands construídos**. Rio de Janeiro: Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável, [s.d.]. 19 p. Disponível em: <http://www.fbds.org.br/Apresentacoes/Controle_Qualid_Agua_Wetlands_ES_out06.pdf>. Acesso em: 01 abr. 2010.
- SALATI, E. Utilização de sistemas de *wetlands* construídas para tratamento de águas. **Biológico**, São Paulo, v. 65, n. ½, p. 113-116, 2003.

- SALATI FILHO, E.; SALATI, E.; ELIAS, J. M.; DE ANGELIS, J. A.; MINCHERIAN, R.; PEREIRA, M. R. M.; MEDEIROS Jr., J. V.; SAMPAIO Jr., J. A. Melhoria da qualidade da água da várzea do parnelheiro através dos sistemas de “wetlands” construídos. CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28., 2002, Cancún. **Anais...** Cancún, 2002.
- SAMPAIO, A. O.; GONÇALVES, M. C. Custos operacionais de estações de tratamento de esgoto por lodos ativados: estudo de caso ETE – Barueri. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20. FEIRA INTERNACIONAL DE TECNOLOGIAS DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 3., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro, 1999, p. 676-685. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/brasil20/i-130.pdf>>. Acesso em: 08 ago. 2016.
- SAMPAIO, E. V. S. B.; OLIVEIRA, N. M. B. Aproveitamento da macrófita aquática *Egeria densa* como adubo orgânico. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 169-174, 2005.
- SAMPAIO, E. V. S. B.; OLIVEIRA, N. M. B.; NASCIMENTO, P. R. F. Eficiência da adubação orgânica com esterco bovino e com *Egeria densa*. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 31, n. 4, p. 995-1002, 2007.
- SANCHES, S. M.; PRADO, E. L.; FERREIRA, I. M.; BRAGA, H. F.; VIEIRA, E. M. Presença da toxina microcistina em água, impactos na saúde pública e medidas de controle. **Revista de Ciências Farmacêuticas Básica e Aplicada**, v. 33, n. 2, p. 181-187, 2012.
- SANCHÉZ-BOTERO, J. I.; ARAUJO-LIMA, C. A. R. M. As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do rio Amazonas. **Acta Amazonica**, v. 31, n. 3, p. 437-447, 2001.
- SANTIAGO, A. F.; CALIJURI, M. L.; LUÍS, P. C. Potencial para a utilização de sistemas de wetlands no tratamento de águas residuárias: uma contribuição a sustentabilidade dos recursos hídricos no Brasil. **Natureza & Desenvolvimento**, v. 1, n. 1, p. 29-39, 2005.
- SANTINO, M. B. C.; BIANCHINI Jr., I. Effects of detritus chemical composition on the anaerobic mineralization of *Salvinia auriculata* and *Utricularia breviscapa*. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 27, n. 2, p. 202-212, 2015.
- SANTOS, A. M.; ESTEVES, F. A. Comparison of calculation procedures of primary productivity by aquatic macrophytes in a shallow tropical coastal lagoon. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 16, n. 3, p. 239-249, 2004.
- SANTOS, A. M.; ESTEVES, F. A. Influence of water level fluctuation on the mortality and aboveground biomass of the aquatic macrophyte *Eleocharis interstincta* (VAHL) Roemer et Schults. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, n. 2, p. 81-290, 2004.
- SANTOS, M. **A natureza do espaço. Técnica e tempo. Razão e emoção**. 2. ed. São Paulo: Hucitec, 1997.
- SANTOS, M. **Espaço e método**. São Paulo: EDUSP, 2008. 120 p.
- SANTOS, M. J.; KHANNA, S.; HESTIR, E. L.; ANDREW, M. E.; RAJAPAKSE, S. S.; GREENBERG, J. A.; ANDERSON, L. W. J.; USTIN, S. L. Use of hyperspectral remote sensing to evaluate efficacy of aquatic plant management. **Invasive Plant Science and Management**, v. 2, n. 3, p. 216-229. 2009.
- SÃO PAULO (ESTADO). Secretária de Saneamento e Recursos Hídricos. Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE). **Macrometrópole sumário executivo**: plano diretor de aproveitamento de recursos hídricos para a macrometrópole paulista. São Paulo: DAEE, 2013. 44 p. Disponível em: <<https://docs.google.com/uc?export=download&confirm=95X0&id=0B8iXiltOrl5aR2YtT2cxUXoxWDg>>. Acesso em: 01 fev. 2016.
- SAVOY, V. L. T. Classificação dos agrotóxicos. **Biológico**, v. 73, n. 1, p. 91-92, 2011.
- SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1984.
- SCHNEIDER, I. A. H.; RUBIO, J. Plantas aquáticas: adsorventes naturais para a melhoria da qualidade das águas. PRÊMIO JOVEM CIENTISTA, 19., 2003, Brasília. Brasília: CNPq, 2003. Disponível em: <http://www6.ufrgs.br/ltn/attachments/115_Ivo-Trabalho1.pdf>. Acesso em: 01 abr. 2010.
- SEBUSIANI, H. R. V.; BETTINE, S. C. Metodologia de análise do uso e ocupação do solo em micro bacia urbana. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v. 7, n. 1, p. 256-285, 2011.

- SELBORNE, L. **A ética do uso da água doce**: um levantamento. Brasília: UNESCO, 2001. 80 p.
- SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.
- SILVA, D. C. V. R. **Toxicidade da água e sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, na Região Metropolitana de São Paulo**. 2013. 141 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013a.
- SILVA, L. F. **Reconstrução paleolimnológica da eutrofização na represa Guarapiranga com base em multitracedores biogeoquímicos**. 2013. 225 f. Tese (Doutorado)-Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Rio Claro, 2013b. Disponível em: <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.630.5576&rep=rep1&type=pdf>>. Acesso em: ago. 2016.
- SILVA, R. H.; PANHOTA, R. S.; BIANCHINI Jr.; I. Aerobic and anaerobic mineralization of *Salvinia molesta* and *Myriophyllum aquaticum* leachates from a tropical reservoir (Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 2, p. 109-118, 2011.
- SILVA BRASIL, M.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Typha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 266-272, 2007.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BRAGA, F. M. S. Constructed wetland in wastewater treatment. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 30, n. 3, p. 261-265, 2008.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BRAGA, F. M. S. The feeding activity of *Colossoma macropomum* larvae (tambaqui) in fishponds with water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) fertilizer. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 3, p. 459-466, 2007.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FÁVERO, E. G. P.; BRAGA, F. M. S. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I. Floatin plant. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 3, p. 1-11, 2002.
- SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**, v. 100, p. 179-196, 1999.
- SMITH, W. S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O. Environmental gradient in reservoirs of the medium and low Tietê River: limnological differences through the habitat sequence. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 1, p. 73-88, 2014.
- SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; COSENTINO, P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n. 1, p. 87-91.
- SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004
- SPONCHIADO, M.; SCHWARZBOLD, A. Control of the aquatic macrophyte *Luziola peruviana* Juss. ex Gmel by grass carp (*Ctenopharyngodon idella* Valenciennes, 1844) grazing. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, n. 2, p. 193-197, 2009.
- STRAŠKRABA, M. Limnological particularities of multiple reservoir series. **Arch. Hydrobiol. Beih. (Ergbn. Limnol.)**, v. 33, p. 677-678, 1990.
- STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Aspectos técnicos da construção de reservatórios**. 3. ed. São Carlos: Oficina de Textos, 2013. 300 p.
- STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Gerenciamento da qualidade da água de represas**. Tradução Dino Vannucci. São Carlos: International Lake Environmental Committee, 2000. 280 p. (Série Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos, v. 9).

- STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In: STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Eds.). **Comparative limnology and water management**. Amsterdam: Kluwer Academic, 1993. p. 213-288.
- STROBL, R. O.; ROBILLARD, P. D. Network design for water quality monitoring of surface freshwaters: a review. **Journal of Environmental Management**, v. 87, p. 639-648, 2008.
- SUSLA, M. P.; VIDOLIN, D. Utilização de macrófitas aquáticas no pós-tratamento de efluentes de resíduos orgânicos a partir de filtro biológico. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL “EXPERIÊNCIAS DE AGENDAS: OS DESAFIOS DO NOSSO TEMPO”, 21., 2009, Ponta Grossa. **Anais...** Ponta Grossa, 2009. Disponível em: <http://eventos.uepg.br/seminariointernacional/agenda21parana/relatos_experiencias/Relatos011.pdf>. Acesso em: 01 maio 2010.
- TANAKA, R. H. Controle de plantas aquáticas no reservatório de Americana. In: REUNIÃO DO GT AGROTÓXICOS, 4., 2009, Campinas. **Anais...** Campinas: Conama, 2009. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/E392D222/ApresenCPFL_PlantasAquaticas.pdf>. Acesso em: 01 abr. 2011.
- TAVECHIO, W. L. G.; THOMAZ, S. M. The effects of light on the growth and photosynthesis of *Egeria densa* Planchon. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 46, n. 2, p. 203-209, 2003
- TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. Conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara**, v. 20, p. 137-155, 2007.
- TERRA M. A.; NEGRISOLI, E.; CARBONARI C. A.; CARDOSO, L. R.; MARTINS, D. Controle químico de plantas aquáticas: *Polygonum lapathifolium*. **Planta Daninha**, v. 21, n. ed. esp., p. 85-88, 2003.
- TERRA AMBIENTAL. **Programa de monitoramento e manejo de espécies higrófitas**: plano de manejo. São José: Terra Ambiental, 2014. Disponível em: <http://www.eletrosul.gov.br/files/files/Doc.%20socioambientais%20UHSD/Plano_Manejo_Macr%C3%B3fitas.pdf>. Acesso em: 01 nov. 2015.
- THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta Daninha**, v. 20, p. 21-33, 2002.
- THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Eds.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, Maringá. 2003. 341 p.
- THOMAZ, S. M.; CUNHA, E. R. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 2, p. 218-236, 2010.
- THOMAZ, S. M.; ESTEVES, F. A. Comunidade de macrófitas aquáticas. In: ESTEVES, F. A. (Coord.). **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2001. p. 461-521.
- THOMAS, S. M.; ESTEVES, F. A. Estudo de biomassa de algumas espécies de macrófitas aquáticas tropicais quanto ao seu valor nutritivo. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 4., 1985, São Carlos, **Anais...** São Carlos: UFSCar, 1985, p. 439-467.
- THORTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. **Reservoir limnology**: ecological perspectives. New York: John Wiley, 1990. 248 p.
- TOLEDO, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1983, Camboriú. **Anais...** Camboriú, 1983.
- TOMITA, R. Y.; BEYRUTH, Z. Toxicologia de agrotóxicos em ambiente aquático. **Biológico**, v. 64, n. 2, p. 135-142, 2002.
- TRAVAINI-LIMA, F.; SIPAUBA-TAVARES, L. H. Efficiency of a constructed wetland for wastewaters treatment. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 3, p. 255-265, 2012.

- TRINDADE, C. R. T.; ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. Temporal variation in the biomass and nutrient status of *Azolla filiculoides* Lam. (Salviniaceae) in a small shallow dystrophic lake. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 4, p. 368-375, 2011.
- TUNDISI, J. G. “Estratificação hidráulica” em reservatórios e suas consequências ecológicas. **Ciência e Cultura**, v. 36, n. 9, p. 1489-1496, 1984.
- TUNDISI, J. G. O modelo Broa. São José do rio Preto: Instituto de Biociências da UNESP, 1980. 21 p. (Série Inter-Facias. Escritos e Documentos, 14).
- 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., 1985, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, 1985. p. 36-59,
- TUNDISI, J. G. Typology of reservoirs in Southern Brazil. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 21, p. 1031-1039, 1981.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631 p.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ARANTES JUNIOR, J. D.; TUNDISI, J. E. M.; MANZINI, N. F.; DUCROT, R. The response of Carlos Botelho (Lobo, Broa) reservoir to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical, and biological variables. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 1, p. 177-186, 2004.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; HENRY, R.; ROCHA, O.; HINO, K. Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do estado de São Paulo: eutrofização e manejo. In: TUNDISI, J. G. (Ed.). **Limnologia e manejo de represas**. São Carlos: Academia de Ciências do Estado de São Paulo, 1988. p. 165-204. (Série Monografias em Limnologia, v. 1, t. 1).
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. E. M.; BLANCO, F. P.; ABE, D. S.; CONTRI CAMPANELLI, L.; SIDAGIS GALLI, G.; SILVA, V. T.; LIMA, C. P. P. A bloom of cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) reservoir: a consequence of global change? **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 2, p. 507-508, 2015.
- TUNDISI, J. G.; STRAŠKRABA, M. **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: ABC/IIE/Backhuys Publishers, 1999.
- TUREKIAN, K. K.; WEDEPOHL, K. H. Distribution of the elements in some majos units of the Earth’s crust. **Geological Society of America Bulletin**, v. 72, n. 2, p. 175-192, 1961.
- UNIÃO EUROPÉIA. **Bens e serviços ecossistêmicos**. Bruxelas: União Européia, 2010. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/Eco-systems%20goods%20and%20Services/Ecosystem_PT.pdf>. Acesso em: 01 fev. 2014.
- USINA HIDRELÉTRICA JIRAU. **3º relatório semestral**: (licença de operação nº 1097/2012). Porto Velho: Usina Hidrelétrica Jirau, 2014. 363 p. Disponível em: <<http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidreletricas/Jirau/UHE%20Jirau%20-%203%C2%BA%20Relat%C3%B3rio%20Semestral%20da%20LO.pdf>>. Acesso em: 10 jan. 2016.
- VALE, J. D.; ZUANON, J.; MAGNUSSON, W. E. The influence of rain in limnological characteristics of Viruá wetlands, Brazilian Amazon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 3, p. 254-267, 2014.
- VALLENTYNE, J. R. **Introducción a la limnología**: los lagos y el hombre. Barcelona: Omega. 1978. 169 p.
- VARDANYAN, L.; SCHMIEDER, K.; SAYADYAN, H.; HEEGE, T.; HEBLINSKI, J.; AGYEMANG, T.; DE, J.; BREUER, J. Heavy metal accumulation by certain aquatic macrophytes from Lake Sevan (Armenia). In: WORLD LAKE CONFERENCE – TAAL 2007, 12., 2007, Jaipur. **Proceedings**. Jaipur: Ministry of Environment and Forests of India/ILEC, 2007. p. 1028-1038. Disponível em: <<http://wldb.ilec.or.jp/data/ilec/wlc12/H-20Constructed%20Wetlands/H-9.pdf>>. Acesso em: 01 mar. 2012.
- VASCONCELOS, V. Cianobactérias como fontes de compostos naturais de interesse biotecnológico. **Boletim da Sociedade Portuguesa de Biotecnologia**, v. 2, n. 5, p. 24–26, 2014.

- VELINI, E. D.; CORRÊA, M. R.; TANAKA, R. H.; BRAVIN, L. F.; ANTUNIASSI, U. R.; CARVALHO, F. T.; GALO, M. L. B. T. Avaliação operacional do controle mecânico de plantas aquáticas imersas no reservatório de Jupia. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 277-285, 2005.
- VEZJAK, M.; SAVSEK, T.; STUHLER, E. A. System dynamics of eutrofication processes in lakes. **European Journal of Operational Research**, v. 109, p. 442-451, 1998.
- VIDOVIĆ, M. M.; RODIĆ, M. N.; VIDOVIĆ, M. U.; TRAJKOVIĆ, I. S.; JOVANIĆ, S. Z. Assessment of the trophic status by monitoring of reservoir's water quality. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 7, p. 1-13, 2015.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996a. v. 1, 243 p.
- VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996b. v. 3, 134 p.
- WARE, F. J. The use of copper sulfate as a method of partial control of elodea (*Elodia densa*) in Lake Thonosassa, Florida. **Hyacinth Control Journal**, v. 5, p. 17-18, 1966.
- WATSON, C.; YANONG, R. P. E. **Use of copper in freshwater aquaculture and farm ponds**. Florida: UF/IFAS, 1989. 2 p. (FA-13). Disponível em: <<https://edis.ifas.ufl.edu/pdffiles/FA/FA00800.pdf>>. Acesso em: nov. 2015.
- WEB OF SCIENCE. **Web of Science**. New York: Thomson Reuters. Disponível em: <http://apps.webofknowledge.com/UA_GeneralSearch_input.do?product=UA&search_mode=GeneralSearch&SID=2A_vp22UBcwV7HrJyVr&preferencesSaved=>>. Acesso em: janeiro de 2015.
- WETZEL, R.G. **Limnologia**. Barcelona: Ediciones Omega, 1981. 679 p.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analyses**. New York: Springer Verlag, 1991. 391 p.
- WHATELY, M.; CUNHA, P. **Cantareira 2006: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo - SP: resultados do diagnóstico socioambiental participativo do Sistema Cantareira**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2007. 68 p. Disponível em: <http://www.socioambiental.org/banco_imagens/pdfs/10289.pdf>. Acesso em: 01 out. 2014.
- WOLVERTON, B. C.; MCDONALD, R. C.; DUER, W. R. Microorganisms and higher plants for waste water treatment. **Journal of Environmental Quality**, v. 12, p. 236- 242, 1983.

Faço o dowload do cartaz abaixo para impressão em tamanho original.



Em formato PDF, de 92 X 62 cm.

Acesse por aqui: http://ecologia.ib.usp.br/portal/dmdocuments/painel_USP_92x62_8.8.10.pdf.