

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E DA EDUCAÇÃO – FAED
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO TERRITORIAL
E DESENVOLVIMENTO SOCIOAMBIENTAL – PPGPLAN

GABRIELA TOLENTINO DE SÁ

**ANÁLISE DA EUTROFIZAÇÃO NO BAIXO VALE DO RIO PAPAQUARA,
FLORIANÓPOLIS - SC: DINÂMICA DE MACRÓFITAS, BALANÇO DE FÓSFORO
E PROPOSIÇÃO DE MANEJO**

FLORIANÓPOLIS

2021

GABRIELA TOLENTINO DE SÁ

**ANÁLISE DA EUTROFIZAÇÃO NO BAIXO VALE DO RIO PAPAQUARA,
FLORIANÓPOLIS - SC: DINÂMICA DE MACRÓFITAS, BALANÇO DE FÓSFORO
E PROPOSIÇÃO DE MANEJO**

Dissertação apresentada ao Centro de Ciências Humanas e da Educação - FAED da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito para obtenção do título de mestre em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental. Linha de Pesquisa: Análise e Gestão Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Pinheiro Ribas
Coorientador: Prof. Dr. Rodrigo de Alemida Mohedano

FLORIANÓPOLIS

2021

**Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática da
Biblioteca Setorial do FAED/UDESC,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

de Sá, Gabriela

ANÁLISE DA EUTROFIZAÇÃO NO BAIXO VALE DO RIO
PAPAQUARA, FLORIANÓPOLIS - SC : DINÂMICA DE
MACRÓFITAS, BALANÇO DE FÓSFORO E PROPOSIÇÃO DE
MANEJO / Gabriela de Sá. -- 2021.

152 p.

Orientador: Rodrigo Pinheiro Ribas

Coorientador: Rodrigo de Almeida Mohedano

Dissertação (mestrado) -- Universidade do Estado de Santa
Catarina, Centro de Ciências Humanas e da Educação, Programa de
Pós-Graduação Profissional em Planejamento Territorial e
Desenvolvimento Socioambiental, Florianópolis, 2021.

1. síndrome de rios urbanos. 2. eutrofização de rios. 3. manejo
de macrófitas aquáticas. 4. reciclagem do fósforo. 5.
desenvolvimento sustentável. I. Pinheiro Ribas, Rodrigo . II. de
Almeida Mohedano, Rodrigo. III. Universidade do Estado de Santa
Catarina, Centro de Ciências Humanas e da Educação, Programa de
Pós-Graduação Profissional em Planejamento Territorial e

GABRIELA TOLENTINO DE SÁ

**ANÁLISE DA EUTROFIZAÇÃO NO BAIXO VALE DO RIO PAPAQUARA,
FLORIANÓPOLIS - SC: DINÂMICA DE MACRÓFITAS, BALANÇO DE FÓSFORO
E PROPOSIÇÃO DE MANEJO**

Dissertação apresentada ao Centro de Ciências Humanas e da Educação - FAED da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito para obtenção do título de mestre em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental.
Linha de Pesquisa: Análise e Gestão Ambiental.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: _____
Dr. Rodrigo Pinheiro Ribas
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

Coorientador: _____
Dr. Rodrigo de Almeida Mohedano
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Membro: _____
Dra. Edna Lindaura Luiz
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

Membro: _____
Dr. Nei Kavaguichi Leite
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Membro: _____
Dr. Pablo Heleno Sezerino
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Membro: _____
Dr. Marcelo Luiz Martins Pompêo
Universidade de São Paulo (USP)

Florianópolis, fevereiro de 2021

Dedico este trabalho ao rio Papaquara.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus (a), por ser a fonte infinita de paz que nos sustenta na caminhada.

À minha maravilhosa mãe, pela paciência, compreensão e todo suporte que sempre proveu, sobretudo durante a execução deste trabalho. Seu amor incondicional me inspira, minha eterna gratidão a você.

Ao amigo Sérgio Del Pozo, sem o qual esta pesquisa não teria se desenvolvido, pela parceria e disposição em encarar comigo um campo tão difícil, e pelos conhecimentos que permitiram a coleta de amostras em locais que sem a sua presença, seriam inacessíveis. Muito obrigada Sérgio.

A todos os meus amados familiares, aos “Braz”, “Amaral”, “Van Marion”...aos “Tolentino de Sá”, que sempre me encorajaram com seu amor e confiança. E também a todos os meus amigos, em especial àqueles que acompanharam essa trajetória mais de perto, Tassiana Gonçalves, João Sol, Isabelle Batissaldo, Katia Vieira, Mariam Fares, Eduardo Marafiga, Antoine Soloy, Nicolas Fessard, Larissa Rodrigues, Katherine Gouveia e Damarys Caillot, por todo incentivo, apoio e riso que me reabasteceram de alegria e ânimo. Extendo minha gratidão a todos os meus queridos colegas do mestrado e doutorado, da monitoria, por toda troca e parceria que compartilhamos nessa trajetória, assim como a todos os professores do Programa de Pós Graduação em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Territorial da UDESC.

Ao meu orientador, prof. Rodrigo Ribas, por ter aceitado abraçar essa pesquisa e pela postura tranquila e amiga com que sempre conduziu o processo de orientação. Ao meu coorientador, prof. Rodrigo Mohedano, por toda conversa enriquecedora que me permitiu avançar neste trabalho e como profissional. Ao querido colega Claudinei Rodrigues, a quem também considero orientador nesse processo, pela constante disposição em ajudar e por todo conhecimento que transmitiu e que tanto contribuiu para o meu crescimento. Aos professores que avaliaram este trabalho, prof^a. Edna Lindaura, Prof. Nei Leite, Prof. Marcelo Pompêo e Prof. Pablo Sezerino, por todas as ricas considerações e tempo dispensado na contribuição do meu aprimoramento profissional. Todo conhecimento que transmitiram estará refletido no exercício da minha profissão. Minha gratidão, admiração e respeito a todos vocês, professores.

Também quero agradecer imensamente à rede de colaboração formada pelas pessoas e instituições públicas e privadas que permitiram o desenvolvimento desta pesquisa, envolvendo todos os colegas, estagiários e professores que me ajudaram com a indicação e o acesso aos laboratórios e ferramentas que utilizei: à Estação Ecológica de Carijós (ESEC Carijós – ICMBIO), em especial ao analista ambiental Claudinei Rodrigues; à prof^a Aichely Rodrigues da Universidade Federal do Maranhão (UFMA) e prof^a Alessandra Fonseca da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC); à empresa Água Viva Mergulho; ao doutorando Wellington Tisher e mestrando Hypolito Soarez da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC); ao doutorando William Oliveira, do Laboratório de Ficologia da UFSC (LAFIC), e às instituições de fomento à pesquisa CAPES, CNPq, FINEP, FAPESC, Petrobrás, Fundação Boticário, INCT - Mudanças Climáticas e Rede Algas, que permitiram a utilização do Núcleo de Infraestrutura Multiusuário para estudos de Fotobiologia e Ambientes aquáticos. Aqui, meu especial agradecimento aos professores Paulo Horta, Leonardo Rubi e José Bonomi, assim como à mestranda Mel Santos, vocês são fora da curva. Agradeço ao CNPq, pelo apoio concedido por meio de projeto de pesquisa aprovado na Chamada Universal 01/2016, com número de processo 402553/2016-0. Por fim, ao Centro de Ciências Agrárias (CCA), em especial ao prof. Cledimar Lourenzi, Alcenir Bueno e à querida Rafaela Rizollo.

“O ser humano é feito de tal forma, que quando algo incendeia sua alma, as impossibilidades desaparecem”.

(Jean de La Fontaine)

RESUMO

Frente a necessidade do enfrentamento da eutrofização e de uma crise global do P a nível local, esta pesquisa analisou a eutrofização no rio Papaquara, Florianópolis-SC com foco na comunidade de macrófitas e sua relação com a dinâmica do fósforo, contribuindo com proposições de manejo às mesmas. Foi realizada avaliação atual e pretérita da qualidade da água (2005-2020), utilizando como critério as disposições da Resolução CONAMA 357/2005. A dinâmica das macrófitas foi avaliada em campo e por interpretação de imagens de satélite (2002-2020), e pós coletas e análises laboratoriais, foi utilizado o drone MavicAir para estimar a biomassa e o estoque de P dos bancos mais abundantes. Também foi realizado estudo do balanço da massa de fósforo entre água, sedimento e macrófitas para avaliar a representatividade da fitoextração do P. Das 406 amostras avaliando a concentração de oxigênio na água, 77,3% exibiram níveis abaixo dos parâmetros exigidos na legislação para atendimento da qualidade do rio. O quadro inclui alto índice de hipoxia (34,2%), e casos de anoxia (3,4%), sobretudo na região onde as macrófitas se encontram. A degradação da qualidade ambiental do rio é indicada pela própria eutrofização, que atinge o rio Papaquara pelo período mínimo de 18 anos (2002-2020). Os bancos de *P. stratiotes* e *T. domingensis* (espécies mais abundantes), cobrem juntos uma área de 14.822 m² do leito. Estima-se que 2,5% da carga diária de P que adentra o sistema seja absorvida por estes bancos, enquanto 66,2% é depositada no sedimento. Desta carga diária alóctone, 91% provém da Estação de Tratamento de Esgoto Canasvieiras. Eliminadas as fontes de poluição, o potencial de fitorremediação das macrófitas pode ser utilizado para atenuar a carga de P remanescente no rio. Seu manejo permitiria a elevação da concentração de oxigênio nas águas, evitando a decomposição de 85,2 toneladas de biomassa/ ano, assim como a recuperação de 105 kg de fósforo, sendo 68,6% recuperados da coluna d'água, através dos bancos de *P. stratiotes*, e 31,4% do sedimento, pelos bancos de *T. domingensis*. O fósforo recuperado pode ser aproveitado para produção de biofertilizante, com manejo vinculado aos pátios comunitários de compostagem e ao projeto Cultiva Floripa.

Palavras-chave: síndrome de rios urbanos; eutrofização de rios; manejo de macrófitas aquáticas; reciclagem do fósforo; desenvolvimento sustentável.

ABSTRACT

Given the need to face eutrophication and a global P crisis at the local level, this research analyzed eutrophication in the Papaquara River, Florianópolis-SC with a focus on the macrophyte community and its relationship with the dynamics of phosphorus, contributing to management proposals to them. Current and past water quality assessment (2005-2020) was carried out using the provisions of Brazilian CONAMA Resolution 357/2005 as a criterion. The macrophyte dynamics were evaluated in the field and by interpretation of satellite images (2002-2020), and after collections and laboratory analyzes, the MavicAir drone was used to estimate the biomass and P stock of the most abundant banks. A study of the mass balance of phosphorus between water, sediment and macrophytes was also carried out to assess the representativeness of P phytoextraction. Of the 406 samples evaluating the oxygen concentration in the river, 77.3% exhibited levels below the parameters required by law to meet its quality. The scenario includes a high rate of hypoxia (34.2%), and cases of anoxia (3.4%), especially in the region where the macrophytes are found. The degradation of the river's environmental quality is indicated by the eutrophication itself, which reaches the Papaquara River for a minimum period of 18 years (2002-2020). The banks of *P. stratiotes* and *T. domingensis* (most abundant species), together cover an area of 14,822 m² of the riverbed. It is estimated that 2.5% of the daily load of P entering the system is absorbed by these banks, while 66.2% is deposited in the sediment. Of this allochthonous daily load, 91% comes from the Canasvieiras Sewage Treatment Plant. Once the sources of pollution are eliminated, the phytoremediation potential of the macrophytes can be used to attenuate the remaining P load in the river. The management of macrophytes would allow the elevation of the oxygen concentration in the water, avoiding the decomposition of 85.2 tons of biomass/year, as well as the recovery of 105 kg of phosphorus, 68.6% of which were recovered from the water column, through the banks of *P. stratiotes*, and 31.4% of the sediment, by *T. domingensis* banks. The recovered phosphorus can be used for the production of biofertilizer, with management linked to the community composting yards and the Cultiva Floripa project.

Keywords: urban stream syndrome; river eutrophication; management of aquatic macrophytes; phosphorus recycling; sustainable development.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS	16
2.1 Objetivo Geral	16
2.2 Objetivos Específicos	16
3 REFERENCIAL TEÓRICO	17
3.1 A Problemática da Eutrofização em Rios Urbanos	17
3.2 Ambientes Estuarinos e a Eutrofização Artificial	19
3.3 Dinâmica do Fósforo nos Ambientes Aquáticos	22
3.4 Crise do P	24
3.5 Recuperação e Reciclagem do P	26
3.6 Macrófitas Aquáticas no Contexto da Eutrofização Artificial	27
3.6.1 <i>Pistia stratiotes</i>	29
3.6.2 <i>Typha domingensis</i>	31
3.7 Manejo de Macrófitas Aquáticas de Rios Urbanos Eutrofizados	32
3.8 Aproveitamento do Fósforo da Biomassa de Macrófitas Aquáticas	35
4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	36
4.1 Histórico das Intervenções Antrópicas e Seus Respective Impactos na Sub-Bacia do rio Papaquara	39
5 MATERIAIS E MÉTODOS	47
5.1 Qualidade da Água e Sedimento	48
5.2 Identificação e Distribuição das Macrófitas Aquáticas	50
5.3 Biomassa e Estoque de Fósforo	51
5.4 Análise de Dados	53
5.5 Balanço de Fósforo na ZR do rio Papaquara	53
5.6 Potencial do Manejo à Melhoria da Qualidade Ambiental e Recuperação de Recursos do Rio Papaquara	56
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
6.1 QUALIDADE DA ÁGUA	59
6.2 DINÂMICA DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS DO RIO PAPAQUARA	68
6.2.1 Influência do Meio Sobre o Banco de <i>Pistia stratiotes</i>	73
6.2.2 Influência do Meio Sobre o Banco de <i>Typha domingensis</i>	81
6.2.3 Influência das Macrófitas Sobre a Dinâmica do Meio	82
6.3 BIOMASSA E ESTOQUE DE P DAS MACRÓFITAS	85

6.4 CONCENTRAÇÃO DE P NO SEDIMENTO	91
6.5 BALANÇO DE FÓSFORO NA ZONA DE RIO DO PAPAQUARA	92
6.6 POTENCIAL DO MANEJO À MELHORIA DA QUALIDADE AMBIENTAL E RECUPERAÇÃO DE RECURSOS DO RIO PAPAQUARA	94
6.6.1 Proposições de Manejo	94
7 CONCLUSÃO	100
REFERÊNCIAS	103
APÊNDICE A – DADOS ÁGUA, SEDIMENTO E MACRÓFITAS AQUÁTICAS .	129
APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA	130

1 INTRODUÇÃO

A eutrofização se caracteriza pelo crescimento exacerbado de algas ou plantas aquáticas nos corpos hídricos, em razão do aumento de nutrientes como nitrogênio e fósforo no ambiente. Quando é provocado pelas atividades humanas, o que representa a grande maioria dos casos, recebe o nome de eutrofização artificial, um fenômeno que pode deflagrar diversos impactos socioambientais negativos (ESTEVES; BARBOSA, 1986). Nestas situações, a origem dos nutrientes está principalmente associada ao uso de fertilizantes agrícolas, transportados pelas águas da chuva, e à matéria orgânica presente nos esgotos domésticos, lançados *in natura* ou sem tratamento adequado nos corpos d'água (SELMAN; GREENHALGH, 2010).

O rio Papaquara, situado na região norte da ilha de Santa Catarina, tem grande parte do seu leito tomado por populações de plantas aquáticas, também conhecidas como macrófitas aquáticas. A poluição e o “tapete” de plantas que tomam a sua superfície representam riscos à saúde pública (SILVA; FONSECA, 2016), assim como para a biodiversidade, pois favorecem o declínio do oxigênio nas águas. Este “tapete” de plantas também impede o aproveitamento dos usos múltiplos da água, como a pesca, o lazer, a navegabilidade, impactando a qualidade de vida e o potencial econômico da população local (ESTEVES, 1998).

Neste sentido, além da eliminação das fontes poluentes, uma das medidas necessárias à melhoria da qualidade ambiental do rio refere-se ao manejo das macrófitas ali presentes, de forma a reduzir os impactos negativos da grande massa vegetal formada (POMPÊO, 2008). Esta biomassa, por seu turno, é um recurso passível de aproveitamento (KHAN et al., 2014; BANSAL et al., 2019). A escolha pela sua valorização, além de gerar benefícios socioambientais, impede custos econômicos e ambientais que estariam associados ao seu transporte e disposição em aterro sanitário, sendo a redução da geração de resíduos uma das maiores demandas da atualidade.

O fósforo, por sua vez, é também um recurso de grande valor socioeconômico, e sua dinâmica no corpo hídrico possui relação direta com as macrófitas, que o estocam em seus tecidos para garantir a manutenção de seus processos vitais. Assim, partindo-se do princípio que esses vegetais precisam ser retirados do rio, uma das possibilidades relacionadas ao seu aproveitamento pode consistir na utilização do fósforo presente em sua biomassa.

O fósforo utilizado comercialmente é extraído de rochas fosfáticas, um recurso finito, cujas previsões relacionadas à escassez já evidenciam um cenário crítico. Segundo Cooper et. al (2011), 70% da produção global é atualmente produzida de reservas que serão esgotadas dentro de 100 anos. Desta forma, ganham cada vez mais espaço pesquisas que tratam da necessidade e apontam as alternativas relacionadas à sua recuperação e reciclagem (CORDELL; SCHRODER; SMIT, 2011; SCHOLZ et. al, 2014; DANESHGAR et. al, 2018; JARVIE et. al, 2019).

Este elemento é utilizado para a confecção de diversos produtos: aditivo em alimentos, refrigerantes, detergentes, entre outros (DANESHGAR et. al, 2018), mas está majoritariamente relacionado à fertilização das culturas agrícolas, sendo sua disponibilidade e comercialização, condicionantes relevantes à própria segurança alimentar (CORDELL et. al, 2009). É devido a sua importância, somada à distribuição e esgotamento de suas reservas minerais no mundo, que este elemento também pode representar um instrumento de poder no cenário geopolítico. O Brasil é um dos principais produtores agrícolas do mundo, mas suas reservas minerais de fósforo não suprem nem metade da sua demanda, o que também o torna um grande importador. Está, portanto, a mercê das instabilidades econômicas que alteram o valor comercial deste recurso, a exemplo da crise econômica global de 2008, quando seu preço subiu mais de 800% (SIPERT; COHIM, 2020).

A preocupação acerca do esgotamento destas reservas, assim como dos impactos negativos causados pelo acúmulo de fósforo nos corpos hídricos, faz comprovar a necessidade social, ambiental e comercial de sua reciclagem, cuja recuperação pode se dar através das águas residuais domésticas e industriais, do lodo gerado nas estações de tratamento de esgoto, dos resíduos orgânicos urbanos, dejetos de animais e biomassa vegetal (STABENAU et. al, 2018; DANESHGAR et. al, 2018; NEDELICIU; RAGNARSDÓTTIR; STJERNQUIST, 2019). Estas alternativas, por sua vez, precisam ser trabalhadas a nível local, a começar pelo levantamento dos recursos disponíveis e do estoque de fósforo que eles representam.

Abundantes no rio Papaquara, as macrófitas aquáticas possuem relação direta com a dinâmica do fósforo no corpo hídrico, no entanto, apesar de conhecidas pelo seu potencial fitorremediador, não se sabe, em termos quantitativos, o quanto elas poderiam contribuir com esse processo, pois de acordo com as características do ambiente onde se encontram, elas podem reservar quantidades variáveis (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2006; ABDO; DA SILVA, 2002). Neste sentido, mesmo que as macrófitas do rio Papaquara sirvam como um reservatório a este elemento, qual a quantidade de fósforo estocado em seus bancos? Um

estudo sobre o balanço da massa de fósforo entre água, sedimento e macrófitas aquáticas permitiria avaliar a representatividade da fitoextração do fósforo por esses vegetais, ao mesmo tempo em que contribuiria com as tomadas de decisão relacionadas à valorização deste recurso.

Assim, de forma a contribuir com a elaboração de um futuro plano de manejo a esses vegetais, e considerando, ainda, a ausência de estudos relacionados à comunidade de macrófitas do rio Papaquara, esta pesquisa também levantou informações que permitiram maior compreensão a respeito da eutrofização, envolvendo uma análise atual e pretérita da qualidade das águas do Papaquara e a dinâmica das macrófitas no rio.

O presente estudo visa integrar a recuperação de rios eutrofizados à reciclagem de nutrientes, iniciativas que possuem relação direta com muitos dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) estabelecidos pela ONU. Ao se cruzar os dados locais com as referências globais relacionadas a esse tipo de aplicação, pretende-se, de maneira geral, contribuir com a incorporação de políticas a favor do desenvolvimento sustentável no município de Florianópolis, voltadas à recuperação de rios eutrofizados e à valorização do fósforo presente na biomassa das macrófitas aquáticas.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Analisar a situação do Rio Papaquara, Florianópolis - SC com foco na comunidade de macrófitas aquáticas e sua relação com o processo de eutrofização e dinâmica do fósforo, contribuindo com proposições para um plano de manejo.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a condição atual e pretérita dos parâmetros físico-químicos da água e sua relação com a eutrofização e declínio da qualidade ambiental do rio Papaquara, Florianópolis - SC;
- Estudar a dinâmica das principais populações de macrófitas e inferir sobre suas possíveis influências sobre a dinâmica do meio;
- Estudar o balanço de fósforo em um trecho do Rio Papaquara, Florianópolis - SC e sua relação com a comunidade de macrófitas aquáticas;
- Analisar possíveis práticas de manejo da biomassa das macrófitas visando a melhoria da qualidade ambiental e recuperação de recursos.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 A Problemática da Eutrofização em Rios Urbanos

A relação intrínseca entre água e sobrevivência condicionou a formação histórica dos assentamentos humanos. A maior parte das cidades brasileiras foi construída às margens de rios, que desempenharam papel fundamental na estruturação das paisagens e desenvolvimento do meio urbano (PORATH, 2003). A expansão urbana, no entanto, quando não acompanhada do planejamento e infraestrutura adequada, torna-se processo produtor da descaracterização e poluição de rios¹. Como consequência, traz prejuízos às funções e serviços ecossistêmicos oferecidos por esses ambientes². As obras de canalização e retificação, a ausência ou inadequações dos sistemas de tratamento de esgoto, e o escoamento das águas pluviais que carregam consigo diversos poluentes, são alguns dos eventos que dão origem ao que hoje se conhece como a “síndrome dos rios urbanos”, um termo que faz referência aos impactos da urbanização nestes ecossistemas (HALSTEAD et. al, 2014; SHIELDS et. al, 2010; MEYER; PAUL; TAULBEE, 2005).

Um desses impactos se refere ao fenômeno da eutrofização, que consiste no aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio nos ecossistemas aquáticos, que tem como consequência o aumento da proliferação de algas e plantas aquáticas. Quando esta elevação de nutrientes é provocada pelas atividades antrópicas, o que representa a grande maioria dos casos, recebe o nome de eutrofização artificial (ESTEVES; BARBOSA, 1986). Para Von Sperling (2005), a qualidade da água dos corpos hídricos é consequência das dinâmicas e atividades que se processam e afetam a sua bacia de drenagem, estando portanto diretamente relacionada ao uso e ocupação do solo. A substituição de florestas por pastagens (KRUSHE ET AL., 2005), a queima de combustíveis fósseis, o uso excessivo de fertilizantes agrícolas, descarte de águas residuais domésticas e industriais, e escoamento das águas pluviais em áreas urbanas (SELMAN; GREENHALGH, 2009), são algumas das fontes que relacionadas às atividades humanas, vem alterando os ciclos hidrológicos e biogeoquímicos

¹ A poluição é a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; afetem desfavoravelmente a biota, as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente, e lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos. Fonte: Lei nº 6.938/81, que institui a Política Nacional do Meio Ambiente

² As interações entre os elementos de um ecossistema são chamadas “funções ecossistêmicas” (ciclagem de nutrientes, regulação climática, etc). Estas funções geram serviços ecossistêmicos quando desencadeiam uma série de benefícios direta ou indiretamente apropriáveis pelo homem. Fonte: MMA. Funções dos Ecossistemas. 2020.

do carbono, nitrogênio e fósforo no ambiente, promovendo como consequência profundas transformações na estrutura e função dos ecossistemas (VITOUSEK et al., 1997).

Entre 2002 a 2010, Mekonnen e Hoekstra (2018) demonstraram que a carga global de fósforo foi de 1,5 milhão de tonelada/ano para as águas doces. Cerca de 62% dessa carga foi relacionada aos efluentes domésticos e industriais (fontes pontuais), sendo o restante atribuído ao uso de fertilizantes (fontes difusas). Também para as águas doces, a carga global de nitrogênio foi cerca de 8,2 milhões de toneladas/ ano a partir de fontes pontuais, 91% relacionada a efluentes domésticos e 9% aos efluentes industriais. Desta forma a eutrofização artificial tornou-se o principal problema de qualidade da água para a maior parte dos ecossistemas de água doce e marinhos do mundo, gerando diversos impactos socioambientais negativos (SMITH; SCHINDLER, 2009).

O “tapete” de plantas que é muitas vezes formado na superfície da água pode dificultar a navegabilidade e o uso recreativo. Prejudica a passagem de luz e as trocas gasosas que ocorrem entre a atmosfera e o espelho d’água, processos vitais para a subsistência de suas funções ecológicas, como a conservação da cadeia alimentar. Dependendo do nível de infestação, estas plantas podem competir com outras espécies, reduzindo ou até mesmo erradicando-as do corpo hídrico, e afetando conjuntamente, os organismos a elas associados. As regiões no entorno de um rio urbano eutrofizado também podem ser desvalorizadas, pois a decomposição da biomassa pode gerar odores desagradáveis, e sua estética também é alterada. Este processo de decomposição também exige consumo de oxigênio, reduzindo sua disponibilidade à vida aquática, em níveis que podem dificultar ou impedir a manutenção das vidas ali existentes e, conseqüentemente, a continuidade das atividades econômicas a elas relacionadas (CARPENTER et al. 1998; GOPAL, 2009; MOREIRA et al., 1998). O fenômeno ainda pode estar associado a proliferação excessiva de algas e cianobactérias potencialmente tóxicas, inclusive em reservatórios e corpos hídricos usados para abastecimento público (CETESB, 2013). Instala-se, dessa forma, um desequilíbrio ecossistêmico que, por sua vez, afeta a qualidade de vida da população social e economicamente.

No Brasil, em razão dos impactos da urbanização, industrialização e ineficiência do tratamento de esgoto, diversos ambientes aquáticos são afetados pela eutrofização artificial, como o estuário da Lagoa dos Patos, no Rio Grande do Sul (BAUMGARTEN; PAIXÃO, 2013); Baía de Guanabara - Rio de Janeiro (AGUIAR; BAPTISTA NETO; RANGEL, 2011; BRANDINI et al., 2016); Rio Piracicaba - São Paulo (BOTELHO; TORNISIELO, 2014); rio

Poti - Piauí (CÂMARA, 2013) e Complexo estuarino-lagunar em Alagoas (COTOVICZ JUNIOR et al., 2012).

Em Florianópolis, as causas relacionadas a entrada de nutrientes nos corpos hídricos também se referem ao intenso processo de urbanização, somados à ausência ou inadequações no sistema de tratamento de esgoto (SILVA et al., 2013; RODRIGUES, 2016). A eutrofização foi identificada em diversos rios do município (DECARLI et al., 2017; SILVA, 2019). Em cálculo realizado por Silva e Fonseca (2016), estimou-se, para a época de análise (2013/2014), um aporte diário de aproximadamente 142 kg de nitrogênio e 17 kg de fósforo, pelos efluentes domésticos, nos corpos hídricos da região norte de Florianópolis.

O rio Papaquara, situado na região norte da porção insular de Florianópolis, é um dos rios urbanos afetados pela eutrofização artificial. Além disso, o rio possui um regime estuarino, e para que se possa realizar um estudo sobre a dinâmica das macrófitas neste ambiente, entende-se que é preciso a princípio, compreender a dinâmica de um estuário. O estuário a que se refere este estudo se localiza na foz do rio Ratoões, para onde o rio Papaquara escoar.

3.2 Ambientes Estuarinos e a Eutrofização Artificial

Definido pela Lei Estadual nº 14.675/09³, o estuário é entendido como um corpo de água costeira semifechado que tem uma conexão com o mar aberto, influenciado pela ação das marés, sendo que no seu interior a água do mar é misturada com a água doce proveniente de drenagem terrestre, produzindo um gradiente de salinidade. Tundisi & Tundisi (2008) e Wolanski & Elliot (2015), também apresentam definições para um estuário onde o fator chave para sua caracterização relaciona-se ao gradiente de salinidade. Miranda et al., (2002), contudo, ampliando este conceito, vem expandir o estuário rio acima, até o limite da influência da maré, considerando, portanto, não apenas o alcance da intrusão salina, mas também o alcance da força hidráulica da maré. Nesse mesmo sentido se pauta o conceito adotado por McLusky & Elliott (2004), que considera a definição de Fairbridge (1980) a mais adequada, e na qual se divide um estuário em três setores: a) um estuário marinho ou inferior, em ligações gratuitas com o mar aberto; b) um estuário médio sujeito a forte mistura de água salgada e água doce; e c) um estuário superior ou fluvial, caracterizado por água doce, mas sujeito à forte ação das marés. Wolanski & Elliot (2015) afirmam ser difícil o apontamento do

³ Código Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina.

término de um estuário, e que embora seja geralmente considerado como uma ruptura abrupta, as regiões dos estuários são dinâmicas e suas extensões mudam de forma gradual em função das forçantes físicas atuantes nesse ambiente, ou seja, maré (astronômica e meteorológica) e vazão fluvial (vazão natural e antrópica). Corroborando com essas definições, Kjerfve (1987) também divide o estuário em três zonas, a saber:

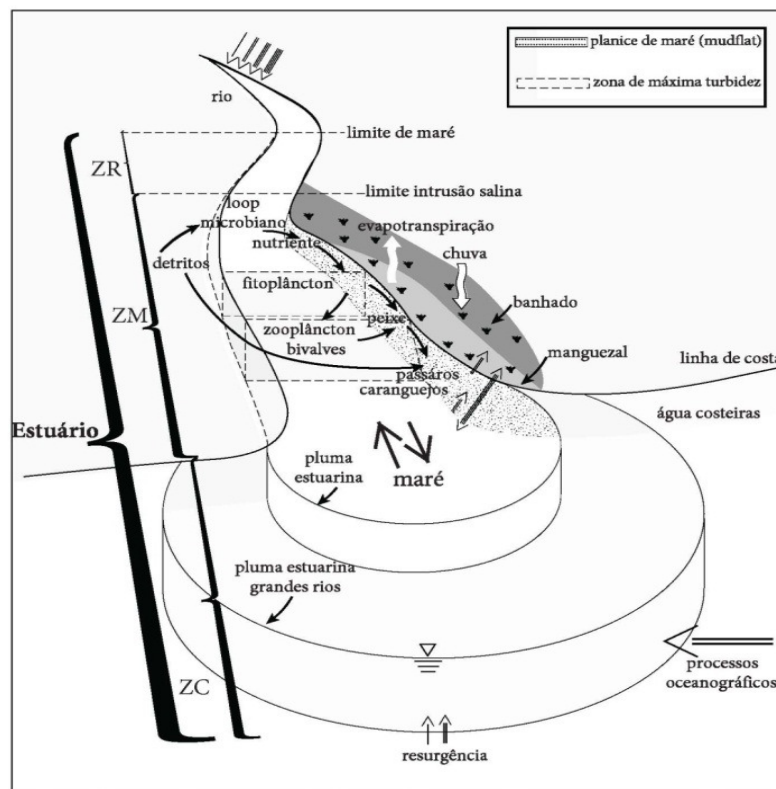
Zona de rio (ZR) - parte fluvial com salinidade praticamente igual a zero, mas ainda sujeita a influência de maré;

Zona de mistura (ZM) - região onde ocorre a mistura da água doce da drenagem continental com a água do mar;

Zona Costeira (ZC) - região costeira adjacente que se estende até a frente da pluma estuarina que delimita a Camada Limite Costeira (CLC).

A Figura 1, adaptada Wolanski & Elliot (2015), apresenta um estuário com as divisões apresentadas por Kjerfve (1987) e alguns dos processos relacionados a esse ambiente.

Figura 1 - Esboço das vias dominantes de água, sedimentos finos, nutrientes e plâncton em um estuário.



Fonte: Modificado de Wolanski & Elliot (2015) por Rodrigues (2020).

As marés atuam nos estuários promovendo periodicamente a entrada de água salina num sentido anti gravitacional, ou seja, de jusante para montante, promovendo uma série de processos físicos, químicos e biológicos. Ao adentrar rio acima, há mudança no sentido e

velocidade das águas, promovendo ressuspensão de sedimentos em determinadas áreas e deposição em outras, e alterações nas concentrações de diversas espécies químicas sejam por efeitos de diluição, adição ou mecanismos geoquímicos de adsorção e de dessorção (BIANCHI, 2007). Por serem ecossistemas de transição entre o continente e o mar (FREITAS, 2020), ou seja, um ecótono, os estuários possuem alta produtividade e uma diversidade de fauna e flora, que do ponto de vista fisiológico, são bastante especializados (TUNDISI & TUNDISI, 2008). O entra e sai das marés rio acima, afetando a salinidade e a distribuição dos sedimentos em diferentes locais, se relacionam diretamente com a distribuição e abundância das espécies (MCLUSKY & ELLIOTT, 2004). Dentre os serviços ecossistêmicos que os estuários oferecem, está a estabilização da linha costeira, a fixação de carbono, a purificação de águas, e a regulação de nutrientes, sustentando intensa atividade biológica, inclusive a de espécies de interesse comercial que são a base da economia de populações ribeirinhas (DUARTE, VIEIRA, 1997; TUNDISI E TUNDISI, 2008).

A regulação desta dinâmica estuarina está relacionada tanto às características das marés astronômicas, que no sul do Brasil, são semidiurnas, com duas subidas e duas descidas do nível ao longo do dia (Melo Filho 2017), quanto às marés meteorológicas, onde a direção e intensidade dos ventos representam importante aspecto a ser considerado. Os ventos do quadrante norte (N) aumentam a influência da água continental na zona costeira. Já os ventos do quadrante sul (S), que são os mais intensos, favorecem a sobre-elevação do nível do mar e uma maior influência do mesmo sobre os estuários (FREITAS, 2020).

O tempo de residência da água no estuário é produto do embate das principais forças atuantes no sistema estuarino, ou seja, maré e vazão fluvial, e é um fator muito importante por atuar na dinâmica de parâmetros referentes a saúde do estuário e das águas costeiras, incluindo nutrientes dissolvidos, metais pesados, material particulado em suspensão, fitoplâncton e blooms de algas tóxicas (WOLANSKI & ELLIOT, 2015). Esse tempo de residência não é uma constante, ele varia com a posição ao longo do estuário, ou seja, o curso inferior (ZM e ZC) de um estuário geralmente têm um menor tempo de residência do que o curso superior (ZR). Essas diferenças no tempo de residência podem trazer efeitos para o estuário, pois as correntes impulsionadas pela diferença de densidade entre a água doce e salgada podem gerar zonas de estagnação, onde pode ocorrer o aumento de tempo de residência e, conseqüentemente, a degradação da qualidade da água (WOLANSKI & ELLIOT, 2015). O tempo de residência da água é, portanto, uma variável física chave para

determinar a extensão da saúde de um estuário em particular, e também pode ser afetado por tensões induzidas pelo homem.

Por serem ambientes favoráveis à retenção de nutrientes, os estuários tornam-se muito vulneráveis a fatores de stress ambiental, como a eutrofização. Na maioria dos casos, se a água (e, portanto, os nutrientes) for liberada rapidamente, não há tempo suficiente para o desenvolvimento de sintomas de eutrofia (ou seja, baixa suscetibilidade). No entanto, se o estuário tem um longo tempo de residência, há tempo para que os nutrientes sejam absorvidos pelos vegetais aquáticos, favorecendo sua proliferação (BRICKER et al., 2008). Através da análise dos dados coletados na última década no estuário do rio Mondego, Coimbra – Portugal, observou-se que as condições hidrodinâmicas influenciam decisivamente a ocorrência de episódios de proliferação intensa de macroalgas infestantes no sistema (SAMPAIO, 2006). Os estuários analisados por Silva (2019) no município de Florianópolis foram classificados como altamente susceptíveis à eutrofização pela baixa capacidade de diluir os fluxos de nutrientes. O potencial de diluição nos estuários foi considerado baixo pela condição de mistura (salinidade), pela falta de estratificação (rasos), e pelo baixo volume dos estuários.

As adições de nutrientes aos estuários e corpos d'água costeiros ocorrem naturalmente como resultado de intemperismo geológico e contribuições da ressurgência do oceano. No entanto, nas últimas décadas, o crescimento populacional e as fontes de nutrientes relacionadas aumentaram a entrada de nutrientes muitas vezes em seus níveis naturais, a ponto de a eutrofização agora ser considerada como uma das maiores ameaças à saúde do ecossistema costeiro (BRICKER et al., 2008). De acordo com Bianchi (2007), estimativas recentes indicam que 61% da população mundial vive ao longo da margem costeira. Esses impactos das mudanças demográficas das populações humanas tiveram efeitos claramente prejudiciais sobre o ciclo biogeoquímico global em estuários. As atividades humanas alteraram profundamente a dinâmica de N e P, aumentando a oferta disponível em águas de superfície, resultando em eutrofização de lagos, rios e zonas costeiras em todo o mundo.

3.3 Dinâmica do Fósforo nos Ambientes Aquáticos

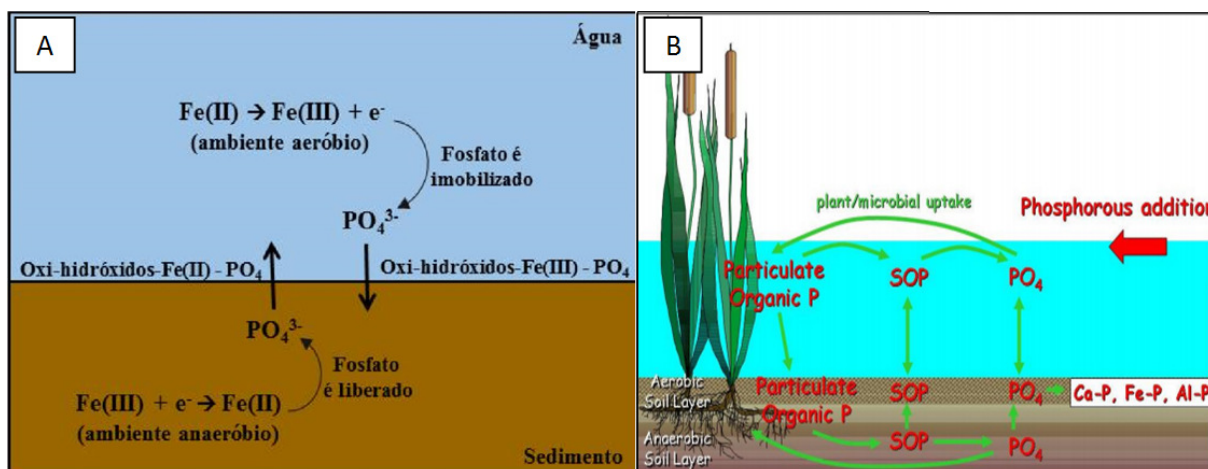
O fósforo, cujo símbolo na tabela periódica é representado pela letra “P”, foi descoberto por Hennig Brandt no ano de 1669, e representa um componente vital a todos os organismos vivos (JARVIE et. al, 2019). Este elemento é derivado de rochas ígneas e

sedimentares, e sua presença nos ambientes aquáticos e terrestres ocorre em função da intemperização desses minerais primários (SANTOS et al., 2008a). Nos ambientes aquáticos, o fósforo é elemento fundamental à produtividade primária dos organismos, e suas concentrações no meio são naturalmente baixas (ESTEVES; BARBOSA, 1986). As concentrações naturais de fosfato observadas em rios variam entre 0,02 e 2,60 μM (MEYBECK; HELMER, 1989).

Quando o fosfato está presente nas camadas superficiais da água (epilímnio), promove sua fertilização e o desenvolvimento de organismos fotossintetizantes, como algas e plantas aquáticas. Sua disponibilidade no epilímnio, no entanto, é controlada por reações químicas que envolvem as concentrações de oxigênio na água e a sua relação com outros elementos, como o par redox Fe (II)/Fe (III). Na disponibilidade de oxigênio, o fósforo se associa aos oxi-hidróxidos de Fe (III), formando compostos que por apresentarem baixa solubilidade, migram para camadas mais profundas (hipolímnio), deixando a zona eufótica (PANTANO et. al, 2016).

Uma vez no hipolímnio, em condições de baixa concentração de oxigênio, o ferro atuará como receptor de elétrons, formando os oxi-hidróxidos de Fe (II), que, por apresentarem maior solubilidade, irão liberar o fósforo, possibilitando sua migração à zona eufótica novamente. O balanço do fósforo entre o epilímnio e o hipolímnio (Figura 2), regula, assim, a produtividade dos organismos fotossintetizantes, funcionando perfeitamente em ecossistemas não impactados (PANTANO et. al, 2016).

Figura 2 - Bomba de P no ambiente aquático (A) e ciclo do fósforo em áreas úmidas (B).



Fonte: Pantano et al. (2016) (A) e Grosshans (2014) (B). *SOP = Sorption Phosphorus.

Este balanço é, no entanto, desequilibrado, quando os corpos aquáticos recebem grande quantidade de matéria orgânica, como no lançamento de esgoto, ou ainda, de

nutrientes de solos fertilizados, transportados pela água da chuva. Na decomposição da matéria orgânica, que ocorre pelo processo da oxidação, grande quantidade de receptores de elétrons como oxigênio e nitrato são consumidos. Na baixa desses elementos, o Fe(III) passa a desempenhar o papel de receptor, reduzindo-se a Fe(II). Neste ambiente, minimiza-se a remoção do fosfato pela reação com o Fe(III), o que mantém a zona eufótica rica neste nutriente (Pantano et. al, 2016). Fertilizado, o ambiente apresenta condições potenciais para elevada proliferação dos vegetais aquáticos, o que vem a caracterizar o fenômeno da eutrofização artificial, com seus impactos ambientais consequentes (CARPENTER et al. 1998; GOPAL, 2009; MOREIRA et al., 1998). O balanço do fósforo entre a coluna d'água e o sedimento dependerão da dinâmica e concentração de cada elemento envolvido nesse processo, razão pela qual as cargas internas deste nutriente poderão se manter elevadas mesmo após a eliminação das fontes poluentes externas (DANESHGAR et. al, 2018).

3.4 Crise do P

A baixa disponibilidade de P nos solos, associada à necessidade de produção de alimentos, torna indispensável o uso de fertilizantes agrícolas fosfatados. Junto ao nitrogênio, formam os dois mais importantes nutrientes utilizados na indústria de fertilizantes inorgânicos. O fósforo também é utilizado como aditivo em alimentos, refrigerantes, detergentes, produtos que inibem a corrosão em superfícies metálicas, entre outras finalidades diversas. Ainda assim, cerca de 95% de toda a produção mundial relacionada ao fósforo é voltada ao setor agrícola, principalmente como fertilizante (DANESHGAR et. al, 2018).

O fósforo é obtido pela indústria através da mineração, sendo extraído principalmente de rochas sedimentares, com o teor de P_2O_5 variando entre 25 a 34% (VAN KAUWENBERGH, 2010). Estas reservas minerais se distribuem de forma heterôgenea ao redor do globo, uma vez que 73% delas se concentram no Marrocos e no Saara ocidental. A China, que possui a segunda maior reserva global, representa ainda assim, apenas 5,4% do total (DANESHGAR et. al, 2018). As reservas brasileiras, por sua vez, ocorrem em rochas ígneas, com baixo teor de P_2O_5 , entre 5 a 14%, e com baixo grau de uniformidade, o que aumenta os custos da mineração e a quantidade de resíduos gerados por esse processo. Suas reservas não suprem a demanda interna, e por ser um grande produtor agrícola, se torna dependente da importação. Em 2014, os fertilizantes importados representaram mais de 60% do consumo no país (SIPERT; COHIM, 2020).

O fósforo é também um recurso finito, e embora não exista consenso entre os pesquisadores quanto a estimativa mais aproximada de um esgotamento global, a mais promissora delas não ultrapassa 300 anos (DANESHGAR et. al, 2018). Analisando diferentes cenários, Van Vuuren (2010), em perspectiva otimista, revela que até 2100, 85 a 90% dos recursos ainda estarão disponíveis. Contudo, como ressalta Pantano et. al (2016), é preciso levar em conta que o fósforo é um nutriente insubstituível na agricultura, “e que uma eventual falha nesta estimativa, que implicasse em um esgotamento de cerca de 50% das jazidas até 2100, já representaria uma ameaça à produção de alimentos”. Em cenário menos promissor, Van Vuuren (2010) considera um esgotamento de 40 a 45% das reservas até 2100, próximo do resultado obtido por Cordell, White e Lindstrom (2011), que estimaram um esgotamento de 50% das reservas globais até 2070.

Somado ao cenário de escassez das reservas minerais e dos impactos socioambientais da mineração (DIAS; LAJOLO, 2010), se encontra o uso excessivo de fertilizantes agrícolas. Na tentativa de garantir a disponibilidade do P, esses insumos são aplicados intensivamente no solo. No ano de 2013, o setor agrícola do Brasil aplicou $2,6 \times 10^3$ ($\pm 0,52 \times 10^3$) Gg P / ano em solos aráveis, sendo 80% na forma de fertilizantes químicos que em grande parte não são aproveitados pelas culturas, sendo perdidos para o ambiente (SIPERT; COHIM, 2020). Isto representa não apenas uma ineficiência na condução deste modelo produtivo, mas perdas econômicas e ambientais significativas, embutidas em todo processo de confecção deste insumo. Segundo Mayer (2011), os dois maiores fluxos de perda do fósforo relacionam-se à erosão e lixiviação do solo, que representam 46% do P extraído, e ao fósforo presente nas excreções animais, representando 40% do P extraído. É neste ritmo que o fluxo antropogênico de fósforo se faz aproximadamente três vezes maior que o fluxo natural. São 29 contra 10 Mt/ano (SMIL, 2002).

Diante das incertezas relacionadas ao esgotamento das reservas, assim como da sua importância à segurança alimentar, é consenso entre os pesquisadores a necessidade da criação de políticas voltadas à recuperação e reciclagem do fósforo. Estas medidas, ao mesmo tempo em que ajudariam a prolongar a vida útil das reservas, diminuiriam o risco relacionado à dependência deste recurso, considerando sobretudo as possíveis manobras geopolíticas possibilitadas pela sua distribuição desigual no mundo (PANTANO et al., 2016; DANESHGAR et al., 2018).

3.5 Recuperação e Reciclagem do P

As preocupações acerca do esgotamento das reservas minerais de fósforo, somadas aos impactos socioambientais de sua extração e uso, tem movimentado o desenvolvimento de novas tecnologias que visam a recuperação do fósforo e a sua reutilização como fertilizante. A poluição da água têm sido o principal fator para o uso sustentável do fósforo, considerando que a intervenção humana, ao longo do último meio século, já mobilizou quase meio bilhão de toneladas de P na hidrosfera (CORDELL et al., 2011). Conjuntamente à melhores técnicas de aproveitamento do fósforo no sistema agrícola, Pantano et al. (2016) também aponta a redução no desperdício de alimentos e do emprego de fósforo na produção de refrigerantes e detergentes, como medidas necessárias ao enfrentamento da poluição dos corpos aquáticos e aumento da vida útil das jazidas de P.

A recuperação e reciclagem do fósforo estará atrelada, portanto, aos fatores locais, regionais e globais, associados a problemas como a eutrofização e alta dependência da importação de fosfato. Neste sentido, além de uma melhor eficiência no uso do fósforo, ele poderá ser recuperado e reciclado a partir de excrementos humanos e animais, resíduos de alimentos e culturas, água e sedimento de corpos aquáticos eutrofizados, águas residuais industriais e domésticas, e biomassa de algas e macrófitas aquáticas. Para tanto, é fundamental a criação de políticas, parcerias e estruturas estratégicas para desenvolver o uso renovável do fósforo (CORDELL et al., 2011; ROY et al., 2006; JARVIE et al., 2019; PANTANO et al., 2016). Segundo Cordell et al. (2011), também é preciso a aplicação de pesquisas para determinar os meios mais sustentáveis a cada contexto, tanto para recuperar o fósforo, quanto para converter os produtos finais em fertilizantes eficazes. O intuito é alcançar múltiplos objetivos: segurança alimentar, proteção ambiental, saneamento sustentável e possivelmente, geração de energia.

Estas já são práticas implementadas por diversos países (CORDELL et al., 2011). Muitas delas, pela integração da agricultura com outras indústrias do setor, estimulando novas cadeias de valor agregado, que conectam a produção de biomassa, produtos químicos, energia e nutrientes recuperados como fertilizantes comerciais (CARRARESI et al., 2018). Seguindo princípios da economia circular, um novo regulamento da União Européia também visa aumentar em larga escala a produção de fertilizantes a partir de seus fluxos residuais e matérias-primas orgânicas. Na Alemanha, a plataforma Deutsche Phosphor (DPP) foi criada para estabelecer um modelo sustentável de gestão do fósforo, que inclui o uso mais eficiente de P, bem como reciclagem eficaz e reprocessamento. Assim como a Suíça, também

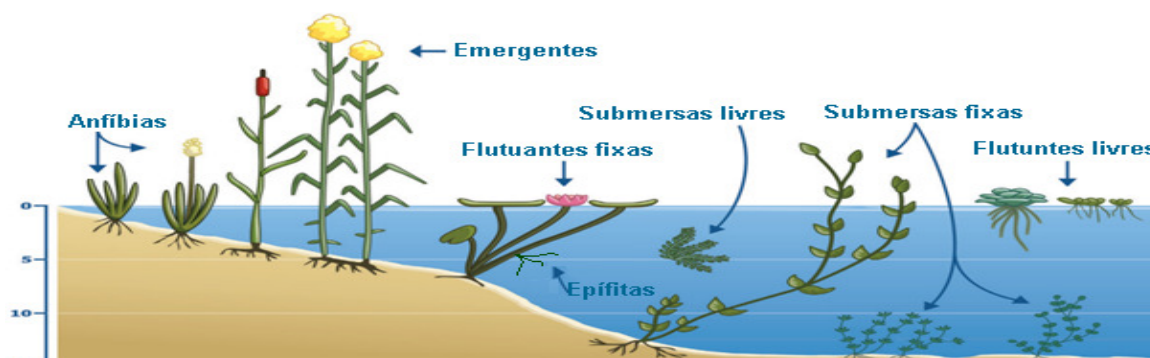
introduziu metas juridicamente vinculadas à sua reciclagem, assumindo ambos a liderança em soluções de engenharia para recuperar o P de diferentes fontes. Ademais, promovem uma abordagem interdisciplinar do assunto, auxiliando os formuladores de políticas através de recomendações e no desenvolvimento de propostas direcionadas à regulamentação desses processos (SMOL, 2019; NEDELICIU; RAGNARSDOTTIR; STJERNQUIST, 2019).

3.6 Macrófitas Aquáticas no Contexto da Eutrofização Artificial

Macrófitas aquáticas, de acordo com Irgang e Gastal Junior (1996), são os “vegetais visíveis a olho nu, cujas partes fotossinteticamente ativas estão permanentemente, ou por diversos meses, todos os anos, total ou parcialmente submersas em água doce ou salobra, ou ainda flutuantes na mesma”. As macrófitas aquáticas são representadas por um diverso grupo de organismos vegetais que variam entre si, dentre outras particularidades, de acordo com a sua adaptação ao meio aquático (Figura 3). São descritas, de acordo com Irgang, Pedralli e Weachter (1984), sete formas biológicas principais:

- 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, livre na superfície da água;
- Emergente - enraizada no fundo, com caules e folhas parcialmente submersos e parcialmente fora d'água;
- Anfíbia - capaz de viver bem tanto em área alagada como fora da água, geralmente
- Epífita - se instala sobre outras plantas aquáticas.

Figura 3 - Biótipos e zonação das macrófitas de acordo com sua adaptação ao meio aquático.



Fonte: Adaptado de Ferrarese, Xavier e Canto-Dorow (2015).

A presença e proliferação desses vegetais nos diferentes corpos d'água estão relacionadas a condições propícias ao seu desenvolvimento. Entre outros fatores, sua produção primária exige níveis adequados de temperatura, radiação fotossinteticamente ativa, velocidade da corrente e nutrientes (CAMARGO, PEZZATO E HENRY-SILVA, 2003). Estas variáveis ambientais são tidas como fatores limitantes ao desenvolvimento das mesmas, pois quando encontradas abaixo do nível ótimo para esses organismos, inibem sua taxa de crescimento, o que acaba por controlar, conseqüentemente, a população de macrófitas no meio. Em seus ambientes naturais, como nas áreas úmidas, conhecidas como brejos, banhados, várzeas, pântanos, entre outros, e com crescimento populacional naturalmente controlado, a exemplo, pelos pulsos de inundação, as macrófitas contribuem com diversos serviços ecossistêmicos, dentre eles, a regulação do ciclo hidrológico, microclimático e biogeoquímico, além da purificação da água e manutenção da biodiversidade (CUNHA; PIEDADE; JUNK, 2015)

Quando estas variáveis são, no entanto, modificadas pelas atividades humanas, como no caso dos corpos hídricos que tem a morfologia, dinâmica e qualidade da água, alteradas, se torna possível muitas vezes observar uma explosão populacional de macrófitas que não é comumente observada em seus habitats naturais (THOMAZ, 2002). Além das condições hidrológicas propícias, esses episódios são comumente associados ao aumento de nutrientes como nitrogênio e fósforo no ambiente, elementos que por se caracterizarem como essenciais ao desenvolvimento das mesmas, favorecem seu crescimento exacerbado (SMITH; TILMAN; NEKOLA, 1999). É neste sentido que a abundância destas plantas também serve como uma indicação do processo de poluição sofrido por um corpo aquático, motivo pelo qual são conhecidas como espécies bioindicadoras (DO VALE DUARTE et al., 2015; POMPÊO, 2008). No Brasil, as macrófitas mais reportadas em problemas de eutrofização são o aguapé (*Eichornia crassipes*), o alface d'água (*Pistia stratiotes*), e a salvinia (*Salvinia molesta*) (THOMAZ, 2002).

A compreensão acerca da dinâmica das macrófitas em rios e estuários eutrofizados envolve, entre outros, estudos sobre sua relação com a qualidade da água (gradiente salino, nutrientes, oxigênio e metais pesados) (QUAN et al., 2007; STAYER et al., 1993; TWILLEY et al., 1986); influência dos fatores ambientais e urbanização na comunidade de macrófitas (MANOLAKI; PAPASTERGIADOU, 2013; DEMARS; HARPER, 1998; ROMERO, 1995; CANFIELD; HOYER, 1988; CHAMBERS; PREPAS, 1984); e impactos da comunidade de

macrófitas sobre a dinâmica do meio, como a retenção de sedimentos e declínio das concentrações de oxigênio na água (DESMET, 2011; GREGG; ROSE, 1982).

No que diz respeito à gestão de corpos hídricos eutrofizados, além da necessidade de se compreender as causas da eutrofização, é de fundamental importância empreender esforços para controlar suas consequências, de forma a reduzir os impactos negativos relacionados à grande massa vegetal formada (POMPÊO, 2008). O manejo das macrófitas aquáticas de rios eutrofizados seria uma das medidas necessárias à revitalização do sistema onde elas se encontram, desde que mantida uma parcela da população no ambiente, dado o importante papel ecológico que desempenham (THOMAZ, 2002). Sua biomassa, por sua vez, é um recurso passível de aproveitamento a diversas aplicações. O potencial fitorremediador⁴ apresentado por muitas delas já é aproveitado em sistemas artificiais construídos e controlados pelo homem para remoção de nutrientes e metais pesados da água (TREIN et al., 2015; DHIR, 2013). Segundo Salati (2016), uma das principais utilizações e recomendações tem sido na purificação de grandes volumes de água para enquadramento de rios na Classe 2, a partir de rios de Classe 3 e 4. Experiências realizadas no Brasil, mostram que a biomassa das macrófitas também pode ser utilizada para geração de biogás (TONON et al., 2017), remédios, fertilizantes para a vegetação, tanques de piscicultura e ração animal (POMPEO, 2017).

3.6.1 *Pistia stratiotes*

As primeiras descrições sobre a espécie *Pistia stratiotes* foram feitas pelos antigos egípcios e pelos filósofos gregos Dioscorides e Theophrastus (STODDARD, 1989). De distribuição tropical e subtropical, é uma das macrófitas aquáticas mais reportadas em casos de eutrofização no mundo, inclusive no Brasil, onde é conhecida popularmente como alface d'água (HOLM et al. 1977; POMPÊO, 2017).

Pertencente à família Araceae, é uma planta aquática de flutuação livre, de 10 a 15 cm de diâmetro, com folhas sésseis⁵ em formato de roseta. Cerca de 7 a 15 nervuras correm paralelas à base, sendo a superfície foliar coberta por pêlos esbranquiçados. Possui semelhança com plantas de alface, mas com folhas carnosas e esponjosas. De reprodução

⁴ Potencial das plantas em diminuir a poluição dos solos, águas e ar. O princípio de atuação é a capacidade de absorção das raízes, que em algumas espécies, são capazes de absorver poluentes do ambiente (EMBRAPA, 2010).

⁵ Sésstil: quando o pecíolo está ausente e a lâmina foliar prende-se diretamente ao caule. Fonte: UFU. Instituto de Biologia (S/I).

sexuada e assexuada, propaga-se tanto vegetativamente através de estalões, quanto através de sementes. Estas últimas, transportadas pela corrente ou aves aquáticas, flutuam na água por poucos dias antes de afundarem e germinarem no hidro-solo, ressurgindo como plântulas à superfície depois de 5 dias. Sua propagação, no entanto, se dá principalmente pela forma vegetativa (COOK et al., 1974; ASTON, 1977; HOLM et al., 1977; SAINTY; JACOBS, 1981; POMPÊO, 2017; WILD, 1961 ; SILVA, 1981; HILL, 2003).

Apresenta acelerado desenvolvimento em temperaturas entre 17°C a 30°C, e pH entre 6,0 e 7,5 (ESTEVES, 2011), e não resistem à salinidade em nível superior a 1,5g NaCL/L (DEN HOLLANDER et al. 1999). Além disso, sua presença e taxa de crescimento em determinado habitat é influenciada pelas condições hidrológicas, disponibilidade de nutrientes (HALL; OKALI 1974), herbivoria (ODUM, 1957), doenças (PETTET; PETTET, 1970) e densidade de plantas (TUCKER, 1983; REDDY; DEBUSK, 1984). Estudo realizado por Reddy e DeBusk (1984), mostrou que em baixa densidade, *P. stratiotes* pode dobrar sua biomassa em quatro dias. Segundo estes autores, maiores níveis de densidade tendem a reduzir as taxas de crescimento. Em experimento realizado por Fonkou et. al (2002), a espécie dobrou sua biomassa em pouco mais de 5 dias, triplicou em 10 dias, quadruplicou em 20 dias, e teve sua biomassa original multiplicada por um fator de 9 em menos de um mês.

Um alto nível de produção de biomassa, como o apresentado por *P. stratiotes*, indica um elevado potencial de alelopátia⁶ na planta (WALSTAD, 1999). Esta capacidade já foi observada por Greca et al. (1999), quando *P. stratiotes* inibiu o crescimento de algas. O mesmo resultado foi obtido por Aliotta et al. (1991), que isolaram seis aleloquímicos da planta, observando a supressão do crescimento de alguns fitoplânctons e algas multicelulares.

Quando se prolifera demasiadamente, formando um tapete denso na superfície da água, também pode diminuir o pH e circulação das águas, a penetração de luz e disponibilidade de oxigênio, reduzindo a biodiversidade local seja por sua interferência nos parâmetros físico químicos do ambiente, ou por substituir espécies nativas. Nesta condição, além de afetar os usos múltiplos da água, também representa um problema à saúde pública, pois pode servir-se de abrigo e local de reprodução a mosquitos vetores de doenças como a malária, encefalomielite e filariose rural (LANGELAND; BURKS, 2008; ATTIONU, 1976; HOLM et al. 1977; MARWAT et al., 2010).

⁶ Alelopátia: impacto positivo (estímulo) ou negativo (inibição) provocado por substâncias químicas produzidas por determinada planta sobre as plantas vizinhas. Fonte: UFRJ, (S/I).

É, no entanto, espécie portadora de propriedades que a fazem útil à finalidade medicinal, tendo seu uso sido descrito por Plínio em A.D. 77 (WILD, 1961; SCULTHORPE, 1967 apud SILVA, 1981). No extrato de *P. stratiotes* estão presentes diversos alcalóides, glicosídeos, flavonóides, fitoesteróis, aminoácidos e nutrientes, assim como vicenina, um agente anticâncer (GHANI, 2003; NAGAPRASHANTHA et al., 2011; KHAN et al., 2014). Apresenta potencial para produção de biogás (ABBASI; NIPANEY, 1991), e além de ser utilizada como adubo (SILVA, 1981), também serve de alimento para suínos, aves, peixes e gado (KHAN et al., 2014; HENRY- SILVA; CAMARGO, 2006). Dentro os usos destinados a fins medicinais, se encontram o tratamento da micose, sífilis, infecções de pele, furúnculos, feridas, febre, tuberculose e disenteria, e também atua como agente diurético, antibactericida, antifúngico, antioxidante, antitumoral, antidermatofítico e broncodilatador (KHAN et al., 2014).

Segundo Dos Reis et al. (2019), embora a literatura indique diversas possibilidades de aplicação industrial para *P. stratiotes*, não há registro relacionado à espécie no banco de patentes brasileiro (INPI). Há, no entanto, registro relacionando-a à medicina tradicional chinesa para a administração a pacientes humanos com câncer, assim como pedidos relacionados ao uso de *P. stratiotes* para produção de etanol. Quanto à quantidade e teor dos estudos envolvendo a espécie, os autores observam que a maior concentração de trabalhos publicados se insere na área ambiental, especificamente para uso associado à fitorremediação, onde atuam na remoção de nutrientes, bactérias e metais pesados da água (GUPTA; ROY; MAHINDRAKAR, 2012; SRIDHAR, 1986).

3.6.2 *Typha domingensis*

As origens do gênero *Typha* datam pelo menos do meio do período Eoceno. Pertence ao grupo das angiospermas, e à família Typhaceae, que é composta por quase 40 espécies e híbridos localizados em ecossistemas de áreas úmidas de todo o mundo (BANSAL et al., 2019). *Typha domingensis* Pers. é uma destas espécies, popularmente chamada de “Taboa”, sendo a planta aquática emersa mais representativa do Brasil (HOENE, 1948) e no mundo (MITCH, 2000).

T. domingensis Pers. é uma planta aquática emergente, perene, rizomatosa, ereta, de 2 a 4 metros de altura (POTT et al., 2002). Se reproduz assexuadamente através de rizomas, e sexuadamente através de suas flores. Monóicas, apresentam flores masculinas e femininas em

inflorescência (cachos de flores) com formato de espiga, que se situa no pico das hastes foliares, as masculinas acima e as femininas abaixo (SMITH 2000; FOULIS, 2004). Devido a abundância de sementes que produzem, dispersas pelo vento, assim como à sua alta taxa de crescimento e propagação clonal, a espécie pode colonizar extensas áreas e deslocar outras espécies (BANSAL et al., 2019), formando densos agrupamentos monoespecíficos conhecidos como “Taboais”. Seu potencial competitivo também se deve à produção de substâncias aleloquímicas, como verificado em estudo realizado por Gallardo, Martin e Martin (1998), onde a planta atuou na inibição da propagação de *Salvinia minima*, uma outra espécie de macrófita aquática. Prindle e Martin (1996) também observaram que ela é capaz de reduzir as taxas de produção de oxigênio da alga filamentosa *Lyngbya majuscula*. O Taboal pode se desenvolver em uma grande variedade de profundidade de água (0–115 cm), mas o enriquecimento da água com nutrientes e profundidades entre 20 a 30 cm, geralmente favorecem o domínio das espécies de *Typha* em áreas úmidas (GRACE, 1989; NEWMAN et al. 1996). Pode ser encontrada em áreas úmidas de água salobra, mas segundo Glenn et al. (1995), níveis de salinidade entre 7 a 10 ‰ podem afetar negativamente o seu metabolismo.

A espécie também pode ser utilizada na fitorremediação de metais pesados (GHANI; HEGAZY; CHAGHABY, 2009), e é tradicionalmente utilizada por povos indígenas de diferentes regiões como forma de alimento e remédio. Outros usos relacionados à sua biomassa estão relacionados ao artesanato, como na produção de cestos, bolsas e esteiras; à bioconstrução; e à produção de bicomcombustível. A “penugem” das sementes é usada como enchimento de travesseiros, almofadas e colchões (MORTON 1975; MITICH 2000; GROSSHANS, 2014; ELHAAK et al., 2015 ; BANSAL et al., 2019). Quanto às aplicações medicinais, é utilizada, dentre outros, no tratamento de feridas e queimaduras (AKKOL et al., 2011), e substâncias presentes no pólen da planta possuem efeito redutor do colesterol, imunossupressor e anticoagulante (GIBBS et al., 1983; QIN; SUN, 2005; TAO et al., 2010).

3.7 Manejo de Macrófitas Aquáticas de Rios Urbanos Eutrofizados

Diante evidências de uma crise hídrica, a conservação e preservação dos ambientes aquáticos vem sendo amplamente tratadas nas conferências mundiais sobre o tema (BARBIERI, 2019). A preocupação em torno da escassez dos recursos naturais é, no entanto, anterior à década de 70 (DUARTE, 2004), culminando em 1972 na primeira conferência ambiental a estabelecer princípios que já previam, na época, a prevenção da poluição e a

relação entre ambiente e desenvolvimento. Atualmente, dentre os 17 Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável (ODS) validados pelos 193 Estados-membros da ONU, se inclui o combate à degradação dos ecossistemas aquáticos. Seu objetivo de número 6, é o de “Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos”. Entendendo que a escassez da água não se trata apenas de uma questão quantitativa, mas também qualitativa, prevê ainda, em seu tópico 6.3: “melhorar a qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejo e minimizando a liberação de produtos químicos e materiais perigosos, reduzindo à metade a proporção de águas residuais não tratadas e aumentando substancialmente a reciclagem e reutilização segura globalmente” (PLATAFORMA AGENDA 2030, S/I).

No que diz respeito à eutrofização, e especificamente, da tomada de um corpo hídrico por macrófitas aquáticas, uma medida de fundamental importância, segundo Pompêo (2008), se refere à redução dos impactos negativos relacionados à grande massa vegetal formada. De acordo com o autor, a remoção das macrófitas aquáticas poderia não só controlar os impactos consequentes da eutrofização, mas, simultaneamente, contribuir com a redução dos teores de nutrientes presentes no sistema.

Não há, no entanto, no Brasil, normativa que discipline o monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. O que existe é a Resolução CONAMA nº 467/2015, e ela “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 [...]”. Cada um desses métodos, por sua vez, deve ser muito bem avaliado antes de implementado no corpo hídrico em questão, de forma a assegurar o menor impacto socioeconômico e ambiental possível (POMPÊO, 2017).

Os métodos físicos que atuam diretamente sobre as macrófitas são subdivididos em técnicas manuais e mecânicas. As técnicas manuais são mais adequadas para áreas não muito extensas, e utilizam-se de procedimentos de simples aplicação, como o uso de facas e tesouras. Os mecânicos se relacionam ao uso de equipamentos de pequeno a grande porte, tais como lâminas cortantes deslizantes, ceifadeiras flutuantes e escavadeiras. Já o método biológico é técnica que se utiliza de organismos vivos para o controle ou redução das plantas aquáticas, como artrópodes que atuarão no consumo direto do vegetal, ou ainda de vírus, bactérias ou fungos causadores de doenças. E o controle químico, por sua vez, consiste no uso de produtos químicos, como agrotóxicos, que intoxicarão a planta, matando-a ou limitando seu crescimento (POMPÊO, 2017). Uma técnica indireta que também pode ser realizada para

limitar o crescimento das macrófitas é o sombreamento, através do plantio de espécies nativas nas margens dos rios (ESTEVES, 1998).

Estudo realizado por Berti (2013) mostra que os métodos químicos são os mais agressivos, e embora a autora tenha considerado o método biológico como o mais adequado ao reservatório em estudo, entende como desvantagem a necessidade de um controle rigoroso relacionado à introdução de uma nova espécie no meio. Os métodos químicos e biológicos ainda podem afetar a qualidade da água, e trazer danos a organismos não-alvo. Já os impactos relacionados aos métodos manuais e mecânicos se referem a possível descuido no descarte das macrófitas, que quando cortadas, devem ser removidas da massa d'água, uma vez que sua decomposição pode reduzir os níveis de oxigênio da água, além de liberar nutrientes que contribuem com a manutenção da eutrofização (POMPÊO, 2017).

Por estes motivos, Pompêo (2017) considera que a remoção das macrófitas é quase que obrigatória para qualquer um dos métodos utilizados, pois além de constituir-se a melhor solução para combater as consequências da eutrofização, evita o surgimento dos problemas acima mencionados. Considerando, ainda, que este pode ser um impacto comum a todos os métodos, o autor recomenda que a remoção mecânica seja a primeira a ser considerada, pois sua aplicação trará menor impacto à qualidade da água, à biota e aos usos múltiplos do sistema quando confrontado com os outros procedimentos de controle. O método implementado deve buscar aproximar-se ao máximo da construção de estratégias técnica e economicamente factíveis, além das ambientalmente saudáveis.

É preciso atentar, no entanto, que a retirada das macrófitas do sistema promoverá o controle dos impactos negativos da eutrofização, mas não elimina a eutrofização em si (ESTEVES, 1998). Sua contribuição, neste sentido, só poderá ser contabilizada a partir da interrupção das cargas de nutrientes que afetam o corpo hídrico onde elas se encontram. O ideal, portanto, é que o manejo seja acompanhado de um programa de gestão ambiental que vise, através de ações integradas, reestabelecer a qualidade ambiental da bacia hidrográfica como um todo. No projeto desenvolvido pela Companhia Piratininga de Força e Luz, no reservatório Salto Grande, foi a gestão da qualidade da água que refletiu no controle do crescimento das macrófitas aquáticas, projeto que também contou, dentre outras ações, como o desenvolvimento de programas de educação ambiental, assim como estudos para atestar a viabilidade de uso da biomassa vegetal coletada para ração animal e produção de composto orgânico (TANAKA, 2009).

3.8 Aproveitamento do Fósforo da Biomassa de Macrófitas Aquáticas

Como já evidenciado, a biomassa das macrófitas aquáticas pode ser utilizada para diversos fins. Considerando, no entanto, os valores lipídicos, protéicos e nutricionais apresentados por essas plantas, a tendência é de que sejam aproveitadas para a produção de fertilizantes orgânicos e ração animal (KANWAL, 2011; AGENDIA et al., 1997; MEIER; WALICZEK; ABBOTT, 2017; GUSAIN; PANDEY; SUTHAR, 2018). Os elevados teores de fósforo, nitrogênio e potássio encontrados nos tecidos de espécies como *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Typha domingensis* podem, por sua vez, ser particularmente valorizados na produção de adubo (FARIAS et al., 2013). Em Portugal, macrófitas aquáticas submersas são colhidas para a produção de fertilizantes desde a Idade Média (DE OLIVEIRA; GALHANO; PEREIRA, 2020). Atualmente, a incorporação de adubo produzido com macrófitas aquáticas tem sido avaliada de forma positiva na melhoria das condições químicas e biológicas do solo, sendo uma utilização indicada inclusive para a recuperação de solos degradados (ESTEVES JUNIOR; OLIVEIRA JUNIOR, 2019; GAUDÊNCIO, 2016; YAMAUCHI, 2014), como aqueles impactados pela mineração (SANTOS, 2017). Inácio (2012) buscou avaliar a recuperação do solo e o desenvolvimento de espécies arbóreas nativas utilizando a biomassa da macrófita *Eichhornia crassipe* como fonte de nutrientes. Com exceção do Jatobá (*Hymenae Courbaril*), os resultados indicam que o composto produzido com a espécie auxiliam no desenvolvimento da comunidade de artrópodos e das espécies de árvores estudadas. Um outro exemplo é a do projeto que objetivou a restauração florestal das margens de um reservatório eutrofizado, onde 100 mil mudas nativas foram plantadas com a incorporação das macrófitas aquáticas retiradas do corpo aquático (TANAKA, 2009).

Pesquisas também demonstram que quando a biomassa das macrófitas é compostada com porcentagens de esterco e terra vegetal, elevam-se os parâmetros físico-químicos ideais do adubo (FARIAS et al., 2016; FARIAS et al., 2013). Farias et al. (2016) avaliaram o desenvolvimento de mudas de Moringa (*Moringa oleifera*) em experimento com diferentes combinações de macrófitas (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Typha domingensis*), esterco bovino e terra vegetal para compor os substratos, e concluem que a utilização de macrófitas na composição dos mesmos constitui uma alternativa sustentável.

4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

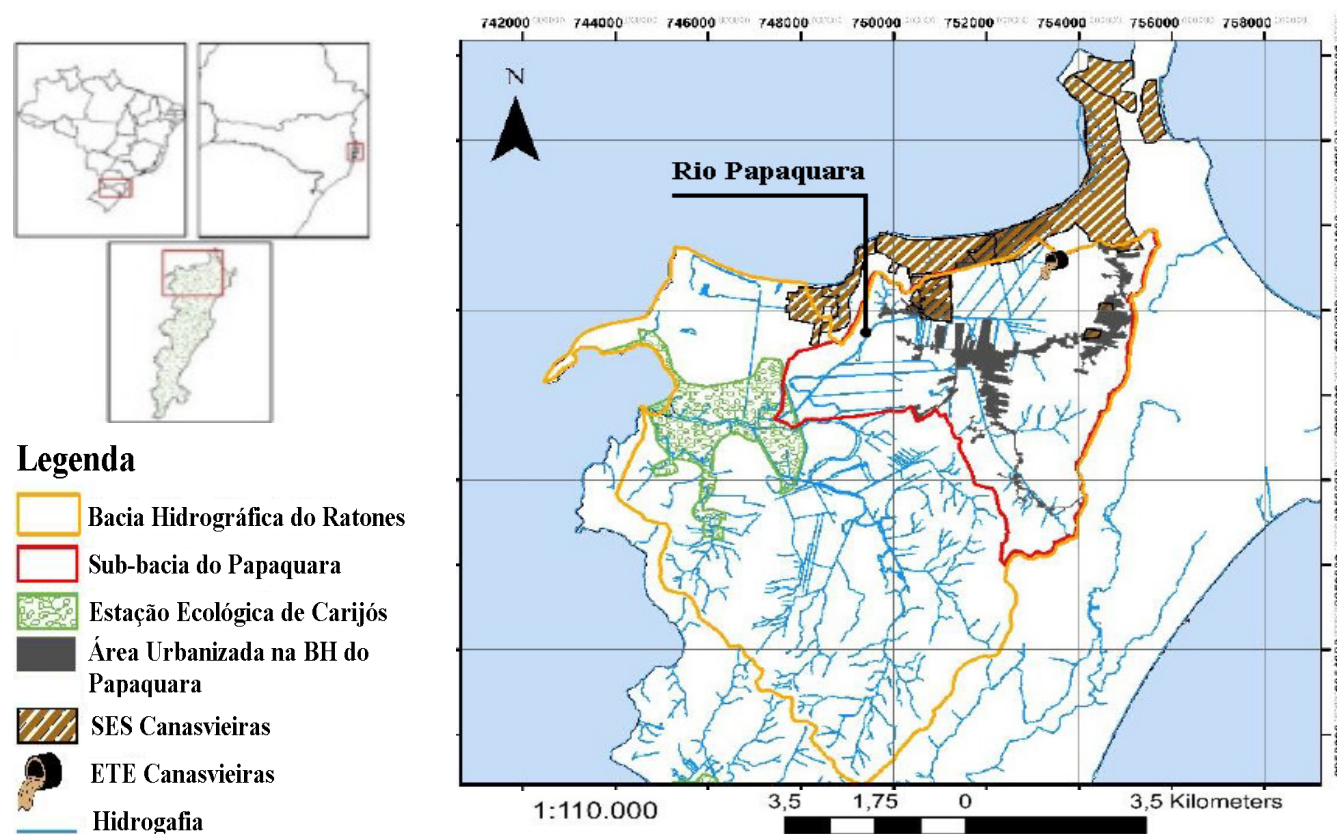
A sub-bacia do rio Papaquara (Figura 4) está localizada na região norte do município de Florianópolis - SC, e é parte da bacia hidrográfica do rio Ratonés. O rio Papaquara é o principal tributário do rio Ratonés, e deságua dentro de Unidade de Conservação e Proteção Integral, a Estação Ecológica de Carijós. Tem cerca de 8,4 km de extensão e a maior parte do seu curso flui em região de planície, com cotas não superiores a dois metros em relação ao nível do mar. Sua nascente se encontra no morro do Caçador, em encosta cristalina formada por granito e diabásio, estando protegida por Floresta Ombrófila Densa (PORTO FILHO *et al.* 2012; CARUSO JÚNIOR, 1993). Em seu baixo curso, o lençol freático é superficial, e a planície é caracterizada pela constituição de depósitos de ambiente marinho raso (baías), lagunares, praias, eólicos e paludiais, ocorridos durante eventos transgressivos do nível do mar durante o quaternário (SOCIOAMBIENTAL, 2017).

Quanto à pedologia, destacam-se os Argissolos e os Neossolos Argissolos, de coloração vermelho-amarelos que geralmente derivam do intemperismo dos granitos e apresentam textura areno-argilosa, os Gleissolos (háplicos e tiomórficos); Espodossolos Hidromórficos e Neossolo Quatzarênico (FLORIANÓPOLIS, 2009). No baixo curso do rio, a vazão é baixa ou quase nula em alguns trechos, os quais se caracterizam como sítio de proliferação de macrófitas aquáticas (SOCIOAMBIENTAL; E.LABORE, 2004), e sua vegetação ciliar, de formação secundária, é composta por capoeira, capoeirinha, banhado, restinga arbórea e mangue (PORTO FILHO *et al.* 2012).

Como afluente do rio Ratonés, que deságua no mar, o rio Papaquara possui um regime estuarino. Com base na classificação de Kjerfve (1987) (Figura 1), e de acordo com seus níveis de salinidade (Figura 16), o rio Papaquara possui Zona de Mistura (água salobra) e Zona de Rio (água doce). A Resolução CONAMA nº 357/ 2005, em seu Art. 42º, determina que enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos dos corpos d'água (situação em que se encontra Florianópolis pela ausência do Plano de Recursos Hídricos), as águas doces serão consideradas classe 2, e as salinas e salobras classe 1, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores. Sendo assim, as águas do rio Papaquara possuem dois tipos de classificação: aquela referente ao seu trecho de água salobra, pertencente à classe 1, e outra referente ao seu trecho de água doce, pertencente à classe 2. De acordo com a norma, fica vedada a entrada de efluentes que altere as características da qualidade hídrica estabelecida para cada uma dessas classes (CONAMA 430/11, Art. 5º).

Sua população residente é de aproximadamente 15.500 pessoas, e 22% dela tem acesso ao serviço de esgotamento sanitário (SES) oferecido pela Estação de Tratamento de Esgoto Canasvieiras (ETE Canasvieiras), cujo efluente tratado é lançado no rio Papaquara. O restante possui sistemas individuais simplificados de tratamento (ICMBIO, 2019) ou nenhum tratamento.

Figura 4 – Sub-bacia do rio Papaquara, Florianópolis – SC.

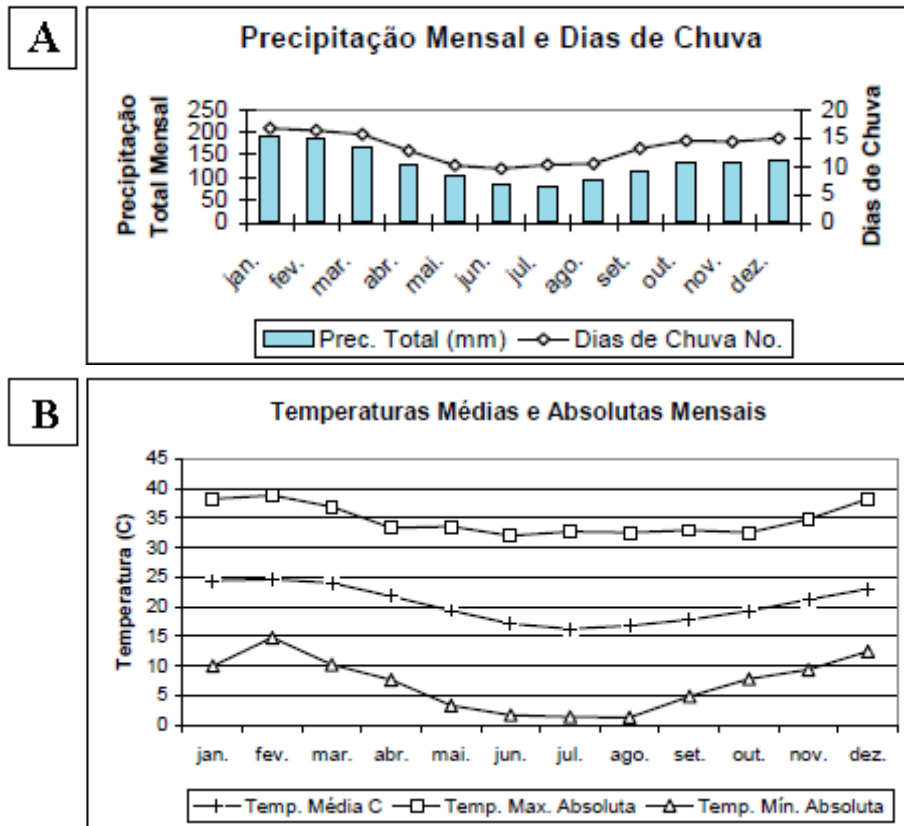


Fonte: Adaptado de ICMBIO – (Documento Técnico nº 005/2019).

O clima da região é classificado em subtropical mesotérmico úmido, com temperatura média anual de 20,4°C e eventos de chuva bem distribuídas ao longo do ano, sem uma estação seca bem definida (CARUSO, 1983; M. MONTEIRO, 1991; MENDONÇA, 2002). A primavera corresponde à estação mais instável do ano, dada a presença dos Complexos Convecctivos de Mesoescala, que podem causar tempestades. A alta nebulosidade nesta época também reduz o nível de insolação. No verão, a Massa Tropical Atlântica predomina e eleva as temperaturas médias, trazendo altos índices de umidade que resultam na formação de convecção tropical, responsável pelas pancadas de chuvas diárias. A umidade geralmente chega do oceano ou da Amazônia. No outono, bloqueios atmosféricos impedem a passagem de frentes, e há redução da umidade, da formação de nuvens e da precipitação, com consequente aumento da insolação. No inverno, por sua vez, as Massas Polares são mais atuantes, época em que há considerável redução na temperatura e precipitação (MONTEIRO, 2001).

Como se pode observar na Figura 5, que indica os valores médios mensais da temperatura e precipitação no município, os maiores valores são registrados no mês de janeiro, com 24,6°C e 192,1 mm, enquanto os menores valores são observados no mês de julho, com 16,3°C e 81,6 mm. No entanto, de acordo com a análise da série histórica, dias mais quentes e com maiores valores de precipitação podem ocorrer em qualquer época do ano. Além das oscilações climáticas, variações pluviométricas podem estar relacionadas a eventos periódicos como o *El Niño* e *La Niña* (MONTEIRO, 2001). A região também está sujeita à passagem de frente polar em frontogênese, o que acarreta bruscas mudanças no tempo (NIMER, 1979). Os ventos predominantes sopram do quadrante norte (N), com velocidade média de 3.5 m/s, enquanto os mais velozes sopram do quadrante sul (S), com velocidade média de 10 m/s, associados a Tropical Marítima e Polar Marítima do Atlântico. Os ventos sul antecedem a entrada de frentes frias e da Polar Marítima do Atlântico, com rajadas que chegam a 80 km/h (MONTEIRO, 1991; MENDONÇA, 2002).

Figura 5 - Distribuição da precipitação (A) e temperatura (B) média mensais do município de Florianópolis/SC, correspondentes a um período de 85 e 84 anos respectivamente.



Fonte: CLIMERH – EPAGRI apud ICMBIO (2003).

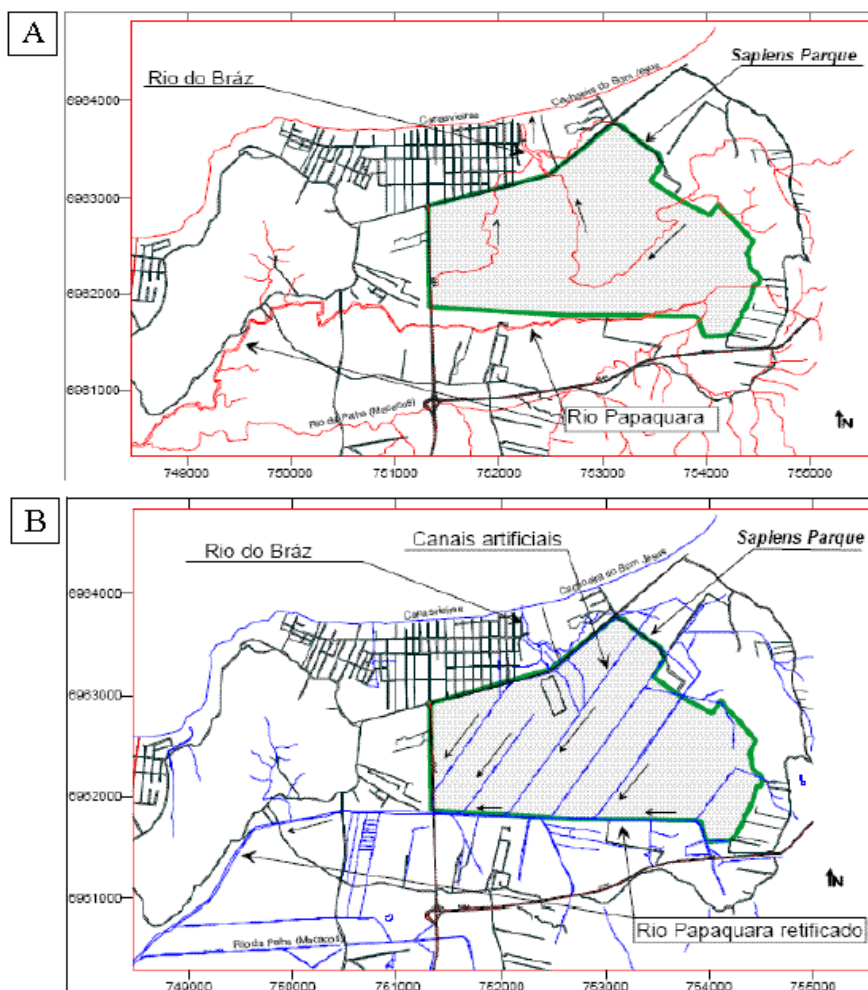
4.1 Histórico das Intervenções Antrópicas e Seus Respectivos Impactos na Sub-Bacia do rio Papaquara

A descaracterização e poluição do rio Papaquara está ligada ao processo histórico de intervenções executadas nesta sub-bacia. A primeira delas ocorre com a chegada dos colonizadores açorianos, em meados do século XVII. Antes da chegada dos portugueses, o município de Florianópolis era habitado pelos índios Carijós, uma etnia dos Guaranis. A ocupação dos imigrantes na parte norte da Ilha se dá principalmente nas áreas hoje conhecidas como Canasvieiras, Cachoeira do Bom Jesus, Ingleses, Santo Antônio de Lisboa, Santinho e Ratones, onde vieram desenvolver atividades econômicas ligadas ao cultivo de cana-de-açúcar, da mandioca, do feijão, do milho, do café e do algodão. A pesca também era bastante comum devido a abundância do pescado. Nesta época, a cobertura vegetal original passa a ser suprimida com a finalidade de ceder espaço para a agricultura e para uso na construção naval, abastecimento doméstico e industrial, engenhos, olarias, caieiras e curtumes (DE LA CORTE, 2001; PORTO FILHO et al. 2012).

Os próximos registros datam de meados de 1940, quando considerada uma bacia “perdida” por sofrer com a invasão da maré, e com a falta de escoamento das águas nas terras a montante do estuário, a bacia do rio Ratoles torna-se alvo de uma obra que intitulada como o “grande projeto de recuperação da bacia do rio Ratoles”, atuou em modificações espaciais em uma área de aproximadamente 36.000m². Esta obra, realizada pelo extinto Departamento Nacional de Obras de Saneamento – DNOS, foi seguida pela instalação de comportas, implementação das rodovias SC401 e SC402 - construídas para induzir a ocupação no norte da Ilha, e traçado das rodovias estaduais. Com a melhora no acesso, houve aumento significativo na ocupação humana, que não foi acompanhada pelo planejamento urbano. Estas intervenções, seguidas pela expansão urbana desordenada sobre áreas de inundação, tiveram como consequência: a erosão das margens dos rios, a alteração do regime hídrico e da distribuição de sedimento, o agravamento das enchentes na região, a poluição dos corpos d’água devido à ausência de saneamento básico, e o prejuízo das atividades econômicas ligadas à pesca (FIDÉLIS, 1998; DAVID, 2004).

Como parte destas obras, o rio Papaquara sofreu um processo de retificação (Figura 6). Entre as décadas de 1940 e 1950, foram construídos sessenta e três canais na bacia hidrográfica do Paraquara com o objetivo de drenar as áreas úmidas e viabilizar a implementação de atividades econômicas (FIDELIS, 1998). A obra inclui ligações inclusive de rios de outra bacia hidrográfica, como o rio do Brás (Luiz et al., 2016). A retificação do rio Papaquara também colaborou para supressão da vegetação ciliar. De acordo com o MMA/IBAMA (sd), entre 1938 e 1978, o manguezal da bacia hidrográfica de Ratoles sofreu uma redução de 47% em razão da atividade pecuária. Nos próximos 15 a 20 anos, conforme relata Porto Filho et al. (2012), a implantação do empreendimento “Sapiens Parque”, embora concebido como alternativa para o desenvolvimento local, pode agravar ainda mais a situação desta sub-bacia. “Em que pese sua inegável importância, a iniciativa pode transformar o perfil socioeconômico da região e acelerar a modificação dos ecossistemas naturais ainda remanescentes” (PORTO FILHO et al., 2012, pág. 5).

Figura 6 - Situação original dos corpos d'água em período anterior à realização das obras do DNOS no de 1938 (A), e condições de escoamento da região do rio Papaquara após a realização das obras de drenagem pelo DNOS (B).



Fonte: EIA/RIMA Sapiens Parque apud Ação Civil Pública nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC.

Pouco antes da implementação do “Sapiens”, é então inaugurada na sub-bacia do rio Papaquara, no ano de 1995, a Estação de Tratamento de Esgoto Canasvieiras (ETE Canasvieiras). A instalação da ETE é resultado de reivindicação popular iniciada no ano de 1986 pela Sociedade Pro-Desenvolvimento de Canasvieiras. Representada por moradores de outra bacia hidrográfica, a reivindicação foi motivada pelas dificuldades técnicas de instalação dos sistemas de fossa e sumidouro, dado o alto nível do lençol freático. O índice de contaminação das águas causados pelo lançamento indiscriminado de esgoto nos corpos hídricos era alto, e na época, os órgãos fiscalizadores flagraram e lacraram inúmeras ligações clandestinas na região, inclusive nos imóveis de alto padrão (SILVA, 1989).

No entanto, embora a instalação da ETE tenha representado um importante avanço ao saneamento básico da região requisitora, o corpo receptor escolhido para receber o efluente tratado das comunidades atendidas pelo empreendimento, foi o rio Papaquara, um rio que se

encontra em outra bacia hidrográfica, e que além de sofrer com os mesmos problemas de lançamento clandestino de esgoto (SILVA, 2015; RODRIGUES, 2016), não apresenta capacidade de suporte⁷ para receber o efluente da ETE. Assim, além das alterações na dinâmica estuarina relacionadas às obras do DNOS, esta decisão veio a contribuir com o declínio da qualidade ambiental desta área, que tem influência direta sobre a Estação Ecológica de Carijós, Unidade de Conservação de Proteção Integral, para onde o rio Papaquara escoar.

Estudo realizado por SILVA (2015), relaciona a eutrofização do rio Papaquara às cargas de matéria orgânica e nutrientes (nitrogênio e fósforo), que são provenientes da ETE Canasvieiras, assim como dos sistemas de tratamento individuais, que constituídos de fossa e sumidouro, acabam poluindo as águas subterrâneas, cujo nível é muito próximo da superfície. Ligações clandestinas de esgoto na rede pluvial também dão causa à poluição das águas (FLORIANÓPOLIS, 2011). Em cálculo realizado por Silva e Fonseca (2016), estimou-se, para a época de análise (2013/ 2014), um aporte diário de aproximadamente 142 kg de nitrogênio e 17 kg de fósforo, pelos efluentes domésticos, nos corpos hídricos da região norte de Florianópolis.

Resultados do monitoramento realizado pela CASAN, entre o período de 2004 a 2008, também mostraram que 83% e 94% dos parâmetros de nitrogênio total e fósforo total, respectivamente, ficaram fora dos padrões de lançamento em todas as ETEs geridas pela Companhia (FLORIANÓPOLIS, 2011). Em 2011, de acordo com relatório emitido pela Casan⁸, 50% das amostras avaliando a presença do fósforo nos efluentes lançados no rio Papaquara, ficaram elevadamente fora dos padrões legais. Este número foi se reduzindo, até que no ano de 2017, já não há registro desse elemento com valor superior a 4mg/ L, valor máximo estabelecido em lei⁹. A melhoria provavelmente se dá em função da instalação de um melhor nível de tratamento implementado no mesmo ano. Atualmente, a ETE possui um sistema de tratamento terciário, mas pode-se dizer que ela contribuiu com no mínimo 21 anos (1995 a 2016) de lançamento de efluentes com valores de fósforo total acima do permitido pela legislação.

⁷ De acordo com a Resolução CONAMA nº430/11, a capacidade de suporte do corpo receptor se refere ao valor máximo de determinado poluente que o corpo hídrico pode receber, sem comprometer a qualidade da água e seus usos determinados pela classe de enquadramento.

⁸ Processo administrativo ICMBio nº 02127.003417/2017-80; documento CASAN CI SRM/GMAS nº70/2017.

⁹ Santa Catarina. Lei Estadual nº 14.675 de abril de 2009. Art 177.

Embora parte da poluição ambiental também se relacione à ausência ou irregularidades nos sistemas individuais de tratamento de esgoto da comunidade (FLORIANÓPOLIS, 2011; SILVA, 2015), diretamente afetada pela qualidade ambiental da área, somente 22% da população residente na bacia do Papaquara tem acesso ao serviço de tratamento de esgoto oferecido pela ETE Canasvieiras, contribuindo com apenas 8,5% do efluente lançado pela mesma no rio. Os outros 91,5%, advém da contribuição de moradores de fora da bacia¹⁰. A Estação de Tratamento de Canasvieiras certamente traz ganhos ambientais ao norte da ilha por tratar os efluentes domésticos de outra bacia hidrográfica, mas para a sub-bacia do rio Papaquara, particularmente, da qual só atende 22% da população, ela traz impactos socioambientais negativos, uma vez que a carga de matéria orgânica injetada no rio pela companhia são maiores do que aqueles que seriam lançados em sua ausência¹¹.

O volume de efluente lançado no rio é, por sua vez, outro aspecto importante a ser avaliado. A Lei estadual nº 14.675/2009 determina, por exemplo, que o efluente lançado pela ETE no rio, pode ter uma concentração máxima de fósforo total de 4mg/L. No entanto, e de acordo com a Resolução CONAMA Nº 357/ 2005, em rios de classe 2, a concentração máxima para este elemento, deve ser a de 0,1 mg/l. Significa dizer, que além de se observar a concentração máxima de fósforo no efluente, é necessário se fazer um relação entre o volume de efluente a ser lançado, e a vazão do rio, de forma a garantir uma diluição adequada, e assim, o respeito às duas normas. Falhas no licenciamento, no entanto, não considerando a capacidade de suporte do meio, autorizaram o lançamento de efluente da ETE no rio Papaquara, assim como a sua manutenção ao longo de todos esses anos, como corpo receptor. As sucessivas ampliações no empreendimento também foram autorizadas, representando um aumento de 614% de sua capacidade inicial, e um volume de efluente que hoje, é 1.895 % maior que a vazão de referência do rio (ICMBIO - Documento Técnico nº 005/2019). Desta forma, embora o efluente lançado pela ETE atenda a Lei estadual nº 14.675/2009, o volume lançado no rio é de tal ordem, que não é possível respeitar a Resolução Nº 357/ 2005 do CONAMA. Estudos realizados nesta sub-bacia comprovam que as concentrações de fósforo encontradas no estuário não correspondem ao valor estipulado à sua classificação (PEREZ, RODRIGUES, FARIA, 2017; SILVA, 2015).

¹⁰ Laudo Complementar_Ação Civil Pública nº 5022777-48.2015.4.04.7200/sc. 2019.

¹¹ Conforme cálculos apresentados no Documento Técnico nº 005/2019 - ESEC CARIJÓS/ICMBio, Processos Administrativos nº: 00435.004873/2016-57.

Como resultado da poluição por nutrientes tem-se a eutrofização artificial. Como é possível observar na Figura 7, o leito do rio Papaquara é tomado por denso banco de macrófitas aquáticas.

Figura 7 - Eutrofização artificial do rio Papaquara, Florianópolis – SC.



Fonte: Elaborado pela autora. Data: 08/2019.

As macrófitas aquáticas são organismos integrantes das áreas alagáveis. Sua ocorrência na sub-bacia do rio Papaquara é, portanto, esperada, sobretudo porque a região, situada em planície quaternária com lençol freático raso e solos hidromórficos, é naturalmente composta por banhados. A infestação do ambiente por estes organismos está, no entanto, relacionada a um desequilíbrio ecossistêmico provocado pelas atividades antrópicas.

O volume de efluente lançado no Papaquara também afeta a intrusão salina no rio, que é um fator importante para a melhoria da qualidade da água, favorecendo o aumento da concentração de oxigênio na água (SILVA et al., 2016; RODRIGUES, 2016; SIMONASSI et al., 2010). Seu alcance à montante pode sofrer reduções com a entrada do efluente da ETE. Com o aumento da vazão antrópica, Rodrigues (2016) estimou que a intrusão salina pode reduzir-se de 8.200m de alcance a montante, para 7.400m, uma situação que além de favorecer a piora da qualidade da água pela perda da dinâmica estuarina, também possibilita a reclassificação de um trecho do rio para classe 2, menos restritiva que a classe 1 quanto aos padrões de lançamento de compostos químicos. Segundo o autor, essa reclassificação viria a fragilizar ainda mais a gestão deste ecossistema, concluindo que a classificação ora vigente já se encontra equivocada, por se tratar de rio que drena para uma unidade de proteção integral, e que deveria, portanto, ser classificado como especial, em consonância com a Resolução CONAMA 357/05 (art 4º inc. I, alínea c; art 6º inc. I, alínea a).

Outro fator com alto grau de contribuição ao declínio da qualidade ambiental do rio Papaquara se relaciona ao Plano de Emergência e Contingência Operacional da ETE Canasvieiras. Por normativa da ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), todas as Estações de Tratamento de Esgoto devem ser dotadas de um sistema de segurança denominado by-pass, que é acionado em casos de emergência, de forma a desviar o esgoto para outro local e evitar danos às Estações. Dentre outras eventualidades, este Plano pode ser acionado quando volumes elevados de efluentes chegam às ETEs e ultrapassam a vazão máxima projetada para o sistema, como em dias de chuvas intensas (dadas as ligações clandestinas da rede pluvial na rede coletora de esgoto). A norma não determina, no entanto, o local para onde este esgoto deverá ser desviado, ficando esta escolha, com a devida autorização do órgão licenciador, a cargo da Estação de Tratamento. É então que mais uma vez, o rio Papaquara é eleito como o corpo receptor do esgoto bruto a ser lançado pela ETE em casos de emergência. Trata-se, contudo, de um rio cuja capacidade de suporte não tolera nem mesmo, conforme já evidenciado, o recebimento do efluente tratado que é lançado pela companhia.

O distúrbio ecossistêmico provocado através desta escolha é comprovado quando no dia 15 de fevereiro de 2017, três dias após o acionamento do Plano, é notada grande mortandade de peixes e a presença de iridescência na água, que nesta ocasião, foram produtos da liberação de um volume de dois milhões, trezentos e dezoito mil e setecentos e sessenta litros (2.318.760 litros) de esgoto bruto no rio Papaquara via by-pass¹². A frequência de acionamento do plano é ainda mais preocupante quando os boletins diários de operação e outros dados fornecidos pela própria CASAN, revelam que de janeiro a março de 2017, foram lançados mais de 33 milhões de litros de esgoto bruto no rio Papaquara (ICMBIO, 2017).

As intervenções realizadas nesta sub-bacia também dão causa a uma cascata de acontecimentos que vem impactar outros ambientes. As mudanças que remodelaram o desenho de drenagem original das bacias do norte da ilha em meados de 1940, fizeram com que elas se interligassem. Segundo Luiz et al. (2016), o rio do Brás, com deságue na praia de Canasvieiras e pertencente a outra bacia hidrográfica, passa a ter ligação com o rio Papaquara, e a sofrer com a poluição advinda do mesmo em episódios de chuvas intensas. Consequentemente, a balneabilidade da praia de Canasvieiras também passou a ser prejudicada, assim como a saúde dos banhistas.

¹² Ação Civil Pública Nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC.

Apenas em 2017 a tomada de decisão relacionada à conservação do rio Papaquara e das áreas adjacentes ganhou espaço, quando por pressão popular e ação protocolada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO), a justiça determina a implementação do tratamento terciário da ETE Canasvieiras, dando um prazo de um ano e meio para que a CASAN oferecesse uma alternativa de lançamento de esgoto que não fosse nos rios que deságuam na Estação Ecológica de Carijós, e exigindo da Fundação do Meio Ambiente (FATMA), a realização do licenciamento ambiental necessário dentro do mesmo prazo¹³.

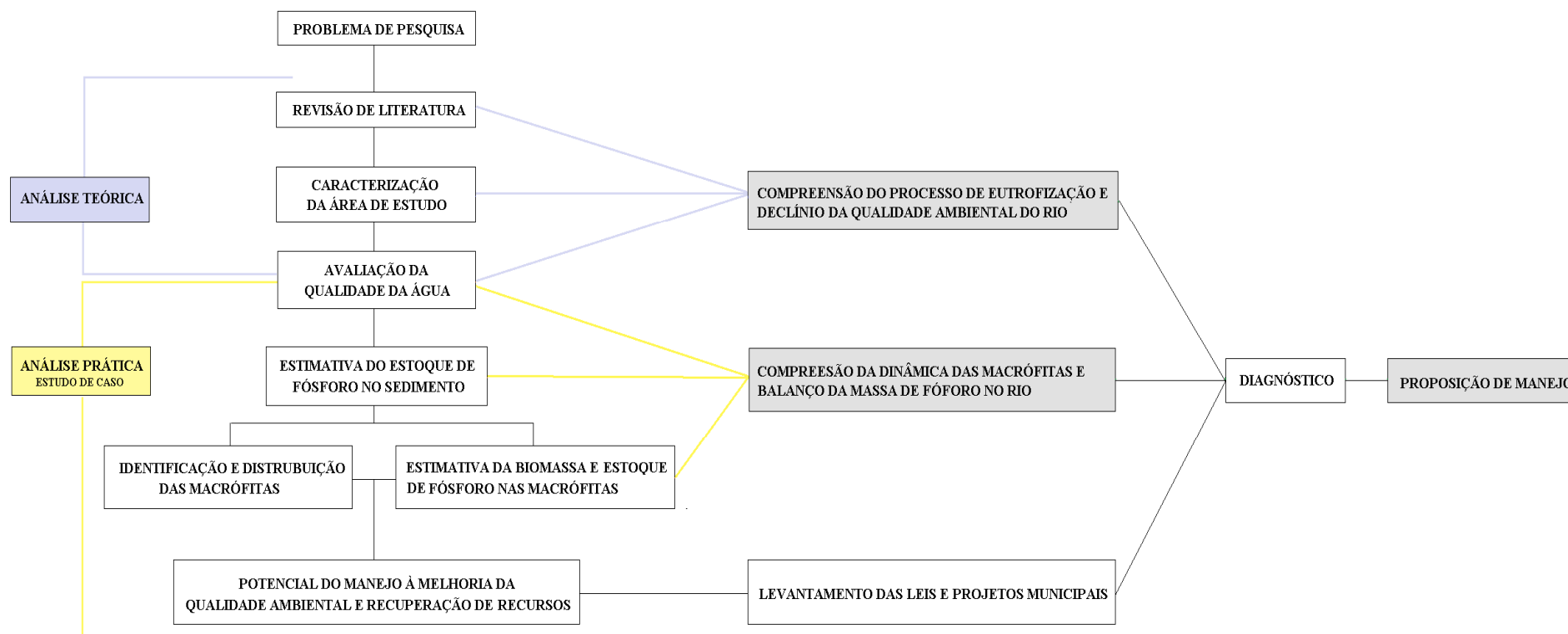
A primeira solicitação foi atendida, e embora às outras ainda caibam recursos, esta primeira mudança representou um progresso para os profissionais da ESEC Carijós, que vem desde 2011 reunindo vistorias e análises técnicas e laboratoriais para fundamentar as notificações e autuações administrativas dirigidas à CASAN. Este avanço também é uma resposta à comunidade do norte da ilha, cuja mobilização ocorre desde 2008 com o movimento “Esgoto no mangue, não!”, e que reuniu entidades e lideranças de quase todos os bairros da região para cobrar das autoridades, medidas concretas para esses problemas (ICMBIO, 2017). Neste ponto também vale ressaltar a importância da implementação e continuidade do Programa “Se Liga na Rede” no município, que tem por objetivo fiscalizar, conscientizar e apoiar a população na regularização de seus imóveis à rede pública de esgoto.

¹³ Ação Civil Pública Nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC.

5 MATERIAIS E MÉTODOS

Para atingir os objetivos propostos, a pesquisa contou com os métodos representados na Figura 8.

Figura 8 – Modelo simplificado da estrutura da pesquisa.



Fonte: Elaborado pela autora (2020)

5.1 Qualidade da Água e Sedimento

Os parâmetros da qualidade da água avaliados neste estudo foram: Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Fósforo Total (PT), Potencial Hidrogeniônico (pH) e salinidade. Também foi analisada a concentração de PT no sedimento. Os resultados alcançados foram analisados em conjunto com aqueles encontrados por diversos pesquisadores em anos anteriores (dados secundários). Objetivou-se nesta avaliação conjunta uma percepção mais abrangente da qualidade ambiental do rio Papaquara ao longo do tempo, análise que teve como parâmetro o atendimento à Resolução CONAMA 357/2005. Os dados secundários da qualidade da água foram cedidos pelo ICMBIO. O banco de dados de qualidade da água é constituído por: i) dados levantados pelo ICMBIO e que geraram alguns trabalhos acadêmicos (VITORETTE, 2008; GOMES, 2010; BRENTANO et al., 2013; SILVA et al., 2013 e RODRIGUES, 2016); ii) dados de trabalhos acadêmicos que contaram com a colaboração do ICMBio (SILVA et al. 2016; FREITAS, 2020) e iii) dados de qualidade da água extraídos de processos administrativos (Monitoramento Sapiens Parque) e de processo judicial (Monitoramento CASAN) (Quadro 1).

Quadro 1 - Fonte dos dados secundários.

Fonte	Período	Número de pontos e coletas	Parâmetro
Brentano et al. (2013); Silva et al. (2013)	08/2005 a 06/2007	1 pt.; 52 col.	T°; Sal; pH; OD; DBO
Vitorette (2008); Gomes (2010); Brentano et al. (2013)	08/2008 a 06/2009	7 pt.; 14 col.	T°; Sal; pH; OD; DBO
Brentano et al. (2013)	02/2011 a 02/2012	1 pt.; 13 col.	T°; Sal; pH; OD; DBO; PT
Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*	03/2013 a 02/2018	3 pt.; 14 col.	T°; Sal; pH; OD; PT
Silva (2016)	10/2013 a 04/2014	6 pt.; 9 col.	T°; Sal; pH; OD; PT
Rodrigues (2016)	08/2014 a 02/2015	7 pt.; 9 col.	T°; Sal; pH; OD; DBO; PT
Monitoramentos CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*	02/2015 a 07/2018	3 pt.; 42 col.	T°; pH; OD; PT
Freitas (2020)	05/2017 a 09/2017	1 pt.; 6 col.	T°; Sal; pH; OD

* Dados não publicados em eventos científicos ou estudos acadêmicos, obtidos a partir do Banco de Dados da E.E. Carijós.

No presente estudo, as amostragens foram realizadas nos meses de agosto e outubro de 2019 e janeiro e fevereiro de 2020, cobrindo períodos de diferentes dinâmicas ambientais e

antrópicas sobre a área de estudo (inverno, primavera e verão). As coletas foram realizadas em 4 pontos previamente selecionados, sendo eles: P2, P4, P5 e P7 (Figura 9). Os outros pontos indicados na Figura 9 se referem aos locais de coleta de outros pesquisadores em anos anteriores. Os pontos P4 e P5 não haviam sido investigados em outros estudos, estando o ponto P4 em meio ao banco de *T. domingensis*, e o ponto P5, em meio ao banco de *P. stratiotes* e no local de descarga do efluente lançado pela ETE Canasvieiras.

Figura 9 - Pontos amostrais junto ao rio Papaquara, Florianópolis – SC. Os pontos em vermelho representam os locais de coleta do presente estudo, e os pontos pretos aos locais de coleta dos outros pesquisadores em anos anteriores.



Fonte: Adaptado de Freitas (2020). Coordenadas Geográficas: (22 J) **P2** -48.430441, -27.448334; **P4** -48.435499, -27.444369; **P5** -48.445958, -27.444350; **P7** -48.457487, -27.444108.

As amostras foram tratadas no Laboratório de Análise da Água da Estação Ecológica de Carijós e no Laboratório de Ficologia (LAFIC) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), de acordo com as metodologias mencionadas no Quadro 2.

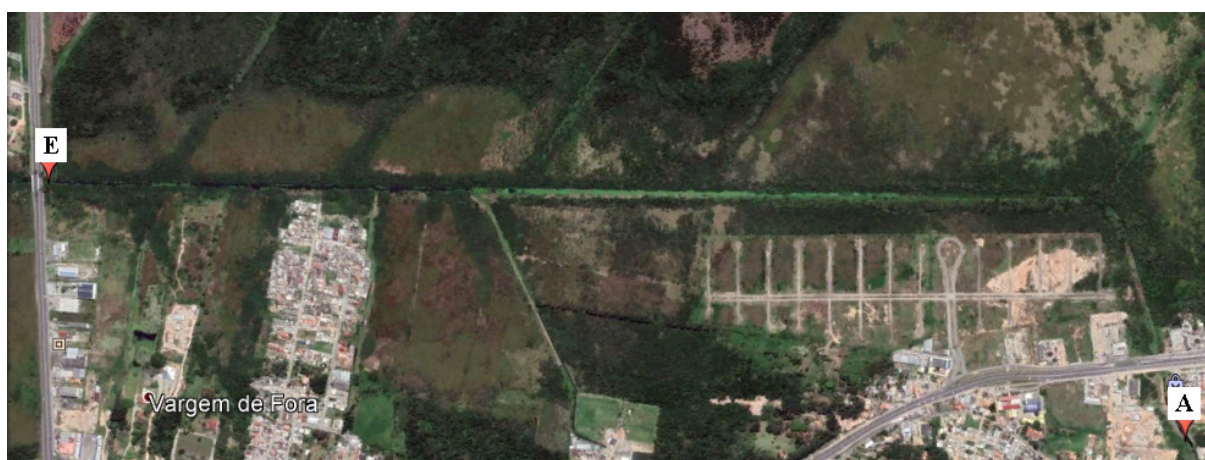
Quadro 2 - Metodologia de análise das variáveis limnológicas.

VARIÁVEIS	METODOLOGIA
pH	Potenciometria: APHA (1995) Método 4500H+B
Salinidade	Refratometria, Refratômetro ALFAKIT (mod.201/211)
OD	Winkler, ABNT NBR 10559/1988
DBO	ABNT NBR 12614/1992
PT Água	Extração: Valderrama (1981); Determinação: ABNT NBR 12772/1992
PT Sedimento	Extração: Aspila (1976); Determinação: Moschini-Carlos; Pompêo (2003)

5.2 Identificação e Distribuição das Macrófitas Aquáticas

A análise da comunidade de macrófitas se deu no trecho de rio compreendido entre os pontos “A” e “E” (Figura 10), onde os bancos de macrófitas se encontram, objetivando o levantamento das espécies e sua distribuição no rio. Este trecho é equivalente ao ponto P2 a P7 (Figura 9), região com predominância das águas doces – Zona de Rio, conforme dados de salinidade avaliados (Figura 16). Do ponto P7 a P10 configura-se a Zona de Mistura, e os pontos P6 e P7 as zonas de transição entre esses dois ambientes.

Figura 10 - Trecho percorrido para identificação das espécies de macrófitas (A-E) no rio Papaquara, Florianópolis - SC.



Fonte: Google Earth.

A identificação das espécies observadas se pautou em manuais e chaves de identificação (SANCHES et al., 2000; PREREIRA et al., 2016; DEMARCHI et al., 2018; NASCIMENTO et al. 2013; BRIGHENTI, 2010; MOREIRA; BRAGANÇA, 2011; CORRÊA; PIRANI, 1999; SEIFFERT, 1980; LIMA et al., 2011; SILVA; FILGUEIRAS, 2003; MONTEIRO; DE LUCAS; SOUTO, 1974). e para o caso das gramíneas, onde se considerou necessária a análise por especialista, buscou-se resguardar a identificação apenas até o gênero. A análise da distribuição das macrófitas no rio foi realizada visualmente em campo, nas mesmas datas de coleta das amostras limnológicas, sendo as modificações na espacialização registradas por vídeo e fotografia. Também foi realizada uma análise histórica dos eventos de expansão e declínio dos bancos no leito, através de interpretação das imagens de satélite disponíveis na plataforma do Google Earth e Copernicus (Sentinel 2). Os anos e meses avaliados se inseriram dentro do período de 2002 a 2020, e representaram um total de 58 imagens. Para a análise das imagens do Sentinel (2A e 2B), foi realizado download na plataforma do Copernicus (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>) apenas daquelas que

apresentaram baixa cobertura de nuvens na área de estudo. A análise das imagens foi realizada pela plataforma do QGIS 3.10, utilizando-se a composição cor verdadeira (RGB).

5.3 Biomassa e Estoque de Fósforo

A quantificação da biomassa seguiu o protocolo estabelecido em Pompêo e Moschini-Carlos (2003), sendo expressa pelo peso do material vegetal seco (PS) por unidade de área (g.PS.m²). Na primeira coleta em campo, realizada por barco, duas amostras da espécie *H. ranunculoides* e uma amostra de *Panicum sp.* foram analisadas. Devido às mudanças sazonais desses bancos e da continuidade das coletas terem sido realizadas por terra, deu-se prosseguimento apenas à análise de *P. stratiotes* e *T. domingensis*.

Para *P. stratiotes*, e de acordo com a facilidade de acesso e representatividade, foram amostrados 5 pontos (D, E, I, J, K) com o auxílio de um *quadrat* de 0,25m² (Figura 11), totalizando 7 coletas ao longo do período de estudo (agosto/2019 a fevereiro/2020). Devido à estabilidade do banco de *T. domingensis*, a coleta foi realizada uma única vez, no mês de fevereiro/2020, e com o auxílio de um *quadrat* de 1m² (Figura 12), totalizando 6 coletas nos pontos A, B, C, F, G e H. Dada a dificuldade para recolher a fração de *T. dominguensis* presa no sedimento, as folhas foram cortadas a 30 cm do solo, altura referente à profundidade média do rio na área. Devido ao elevado volume da amostra, após pesagem do material fresco, apenas 20% do peso total foi utilizado para determinação da biomassa, e o resultado proporcionalmente inferido para todo o quadro. Levadas a laboratório, as amostras de *P. stratiotes* foram passadas em água corrente para retirada de impurezas presentes nas raízes, e então secas ao ar livre. Ambas as espécies foram colocadas em estufa à temperatura de 60° por 72h.

Para a determinação do fósforo total, e com relação ao banco de *P. stratiotes*, foram realizadas 10 coletas ao longo do período de estudo (agosto/2019 a fevereiro/2020), nos pontos amostrais D, E, I, J, K e M (Figura 11). Para *T. domingensis*, foram realizadas 9 coletas ao longo do mesmo período nos pontos amostrais A, B, C, F, e G. A metodologia utilizada para a extração do fósforo do tecido vegetal segue Aprile e Bianchini (2003). Depois de seco e moído, o material vegetal foi posto em contato com ácido na proporção de 0,1g:50ml. A determinação do fósforo, realizada por espectrofotometria, segue protocolo de Pompêo e Moschini-Carlos (2003). A leitura foi feita em triplicata, no comprimento de onda de 880nm, e dentro do intervalo de 10 a 20 minutos após adição do reagente misto.

Figura 11 - Pontos amostrais junto ao rio Papaquara, Florianópolis - SC.



Fonte: Google Earth.

Para estimar o estoque de fósforo presente na biomassa das macrófitas, foi feito o levantamento da área total ocupada pelos bancos por meio de Véículo Aéreo Não Tripulado (VANT). O voo aerofotogramétrico foi realizado utilizando um VANT, modelo Mavic Air da empresa DJI. Os parâmetros de voo utilizados foram: Altura de voo 50 metros; Sobreposição Longitudinal de 70 % e GSD de 2 cm por pixel. O mapeamento cobriu uma distância de aproximadamente 1.500 metros de extensão e após o processamento das aerofotos no programa PhotoScan, foi produzido um mosaico de imagens de alta resolução espacial ortorretificado.

O mapeamento temático dos bancos foi produzido por vetorização manual, utilizando o Sistema de Informação Geográfica - QGIS 3.10. O cálculo da biomassa foi realizado de acordo com a equação abaixo (1):

$$P = C * A * B \quad (1)$$

Onde: **P**: Estoque de fósforo no banco de macrófitas (kg)

C: concentração de fósforo no tecido vegetal (mg P/ g PS)

B: biomassa (g PS/ m²)

A: área do banco (m²)

A área do banco sazonal engloba toda a região ocupada por *Panicum sp.* e *P. stratiotes* nos meses de verão, e para estimar o estoque de P neste ponto, foram considerados os dados de fósforo e biomassa da espécie *P. stratiotes*. A estimativa do estoque de fósforo das macrófitas se baseou no valor médio da concentração de P no tecido vegetal, considerando o intervalo entre o valor mínimo e máximo de biomassa.

Figura 12 - Coleta e processamento das amostras do rio Papaquara, Florianópolis - SC.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

5.4 Análise de Dados

Utilizado para comparar três ou mais variáveis, o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis foi aplicado para avaliar diferenças ($\alpha = 0,05$) nas concentrações de PT de *P. stratiotes* e *T. domingensis* entre as diferentes épocas do ano e pontos amostrais. Para avaliar diferenças ($\alpha = 0,05$) nas concentrações de PT entre as duas espécies foi aplicado o teste não paramétrico de Mann-Whitney, utilizado para avaliação de duas amostras independentes. As análises foram realizadas pelo Software *Statistica 12*.

5.5 Balanço de Fósforo na ZR do rio Papaquara

A análise do balanço de massa do fósforo buscou compreender a dinâmica do P na região dominada pelos bancos de macrófitas. Para tanto, foram consideradas: i) as cargas estimadas de fósforo dos trechos de montante e jusante do banco de macrófitas (Figura 13); ii) as estimativas da carga pontual de P (lançamento da ETE Canasvieiras) e da carga difusa (população presente no trecho e que não estão ligados ao sistema público de esgotamento); iii) a estimativa da massa de P presente no banco das macrófitas e na camada superficial do sedimento; ii) o potencial de fitoextração do P pelas macrófitas e a deposição de P no sedimento.

Carga é o produto entre concentração de determinada espécie química e vazão, e na ausência de dados referentes à vazão do rio, a mesma foi estimada com base nas equações de regionalização de Santa Catarina (2006), desconsiderando-se a influência do mar adjacente. As análises de regressões realizadas por Santa Catarina (2006) indicam que a vazão média de longo termo (Q_{MLT}) pode ser avaliada a partir do total precipitado anual (P) e da área de drenagem (AD) da bacia hidrográfica. Assim, a Q_{MLT} da Zona de Rio pode ser estimada com base na equação (2):

$$Q_{MLT} = 9,393 * 10^{-4} * P^{0,362} * AD^{1,092} \quad (2)$$

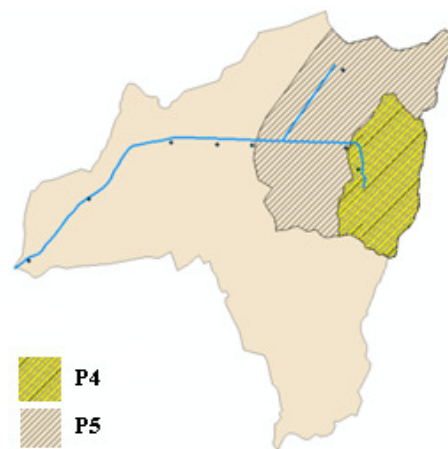
Onde: Q_{MLT} : Vazão Média de Longo Termo em $m^3.s^{-1}$

P: Precipitação/chuva em $mm.ano^{-1}$

AD: Área de Drenagem em Km^2

A estimativa da vazão fluvial foi baseada na área de drenagem dos pontos P4 (3,41 km^2 /montante) e P5 (10,56 km^2 /jusante), calculadas pela plataforma QGIS 3.10 (Figura 14).

Figura 13 - Área de drenagem dos pontos P4 (3,41 km^2 - montante) e P5 (10,56 km^2 - jusante).



Fonte: Elaborado pela autora e Claudinei Rodrigues (2020).

O valor da concentração de PT no rio se baseou nos resultados alcançados neste estudo e nos dados secundários apresentados no Quadro 1, utilizando a média dos pontos P4, P3 e P2 (Figura 10), considerados homogêneos e representantes do ponto a montante (média = 0,48 mg/L), e dos pontos P5, P6 e P7, considerados homogêneos e representantes do ponto a jusante (média = 0,74 mg/L). Em seguida, a carga de P dos pontos P4 e P5 foi estimada através da seguinte equação (3):

$$W = [C] * Q * 0,0864 \quad (3)$$

Onde: **W**: Carga (kg·d⁻¹);

[C]: Concentração (mg·L⁻¹);

Q: Vazão (L·s⁻¹).

0,0864 fator de conversão de mg/s para kg/dia

Os valores médio, mínimo e máximo da carga antrópica pontual (ETE Canasvieiras) foram extraídos de Rodrigues (2016). Para calcular a carga antrópica difusa, utilizou-se a equação abaixo (4), considerando uma área urbanizada de 0,75 km² (RODRIGUES, 2016); densidade populacional de 2.170 hab·km⁻², vazão *per capita* de 168 L·hab⁻¹·dia⁻¹ (FATMA, 2009); e concentração média de P_T igual a 0,0041 g·L⁻¹ (RODRIGUES, 2016). Não foram consideradas reduções na concentração pelos sistemas individuais de tratamento de esgoto.

$$W_{Difusa} = [C] * A_{urb} * D_{Pop} * qcp \quad (4)$$

Onde: **WDifusa**: Carga difusa (g·dia⁻¹);

[C]: Concentração no esgoto bruto (g·L⁻¹);

Aurb: Área urbanizada (km²);

DPop: Densidade populacional da área urbanizada (hab·km⁻²);

qcp: Contribuição per capita (L·hab⁻¹·dia⁻¹).

Para estimar o potencial de fitoextração do P pelas macrófitas, a contribuição diária de *P. stratiotes* na fitoextração de fósforo baseou-se no menor valor encontrado por Lu et al. (2010), de 0,067 g·m²·dia. Os autores também apresentam o resultado de 0,093 g·m²·dia¹, ainda inferior ao encontrado por Shardendu et al. (2012), que é de aproximadamente 0,25 g·m²·dia. A taxa diária de fitoextração do fósforo por *T. domingensis* baseou-se na média entre os valores apresentados por DeBusk, Peterson e Reddy (1995), e Boyd (1970), de 0,047 g·m²·dia e 0,1 g·m²·dia, respectivamente. As taxas de fitoextração diária de cada espécie foram multiplicadas pelas áreas totais de seus respectivos bancos.

Para estimar a massa de P na camada superficial do sedimento, considerou-se a área ocupada pelo sedimento como igual à somatória das áreas ocupadas pelos bancos de macrófitas. O valor médio da densidade do sedimento foi extraído de Falcão & Ayres Neto (2010), baseando-se na classificação de “lama fluida e muito fluida” (0,90 g/cm³). Os dados referentes à concentração de P_T no sedimento basearam-se nos resultados desse estudo e de Silva (2015), englobando a área entre os pontos P2 e P7 (Figura 9). Toma-se como hipótese aceitável que a média dos valores é representativa do trecho (0,50 mg P/g). Pós regra de 3

simples para estimar a quantidade de sedimento na área estudada, calculou-se a estimativa da massa de P na camada superficial do sedimento (5):

Regra de 3 simples

$$\left. \begin{array}{l} 0,9 \text{ g sedimento} \text{ --- } 0,0001 \text{ m}^2 \\ X \text{ g sedimento} \text{ --- } X \text{ m}^2 \text{ (área total banco macrófitas)} \end{array} \right\} = X \text{ g}_{\text{sed}}$$

$$MP_{\text{css}} = X \text{ g}_{\text{sed}} * CP_{\text{sed}} \quad (5)$$

Onde: **MP_{css}**: Massa de P na camada superficial do sedimento (kg)

X g_{sed}: Quantidade de sedimento (g)

CP_{sed}: Concentração de P no sedimento (0,5 mg P/g)

Com base nos dados obtidos para cada variável considerada, foi possível estimar a deposição do P ao sedimento subtraindo os fluxos de entrada e saída de P na área (6):

$$DP_{\text{sed}} = \begin{array}{c} \text{Fluxos de Entrada} \\ (CP_M + CP_P + CP_D) \end{array} - \begin{array}{c} \text{Fluxos de Saída} \\ (CP_J + FP_M) \end{array} \quad (6)$$

Onde: **DP_{sed}**: Deposição do P no sedimento (kg.dia⁻¹)

CP_M: Carga de P Montante (kg.dia⁻¹)

CP_P: Carga de P Pontual (kg.dia⁻¹)

CP_D: Carga de P Difusa (kg.dia⁻¹)

CP_J: Carga de P Jusante (kg.dia⁻¹)

FP_M: Fitoextração P Macrófitas (kg.dia⁻¹)

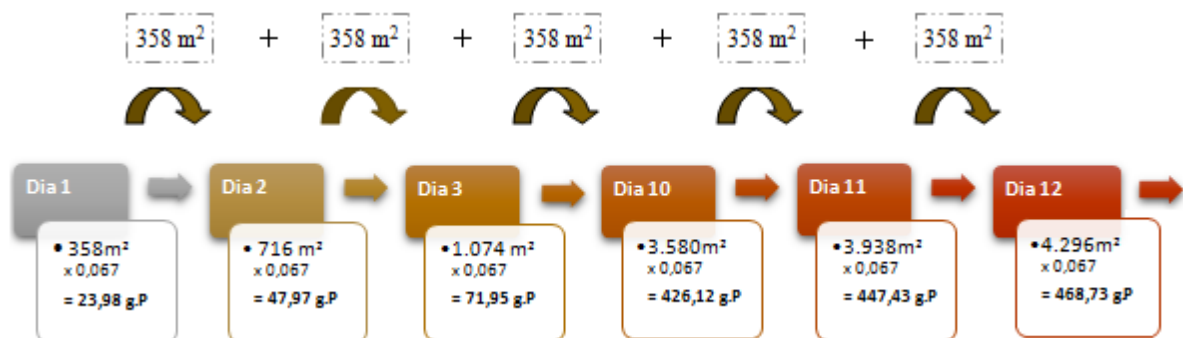
5.6 Potencial do Manejo à Melhoria da Qualidade Ambiental e Recuperação de Recursos do Rio Papaquara

As macrófitas são conhecidas por acumularem grandes quantidades de nutrientes durante o período de rápido crescimento (REDDY; DEBUSK, 1985), e os valores referentes às concentrações de fósforo obtidos no presente estudo fazem referência aos bancos de macrófitas com indivíduos que se encontram em diferentes estágios de desenvolvimento, inclusive de decomposição. Considerando que a máxima remoção de nutrientes do ambiente se relaciona à máxima produção de biomassa, quando ainda não iniciado o processo de

decomposição (MAHUJCHARIYAWONG; IKEDA, 2001), para estimar o potencial do manejo dos bancos de *P. stratiotes*, utilizou-se a taxa de fitoextração de P de $0,067 \text{ g.m}^2.\text{dia}$ (LU et al., 2010). Quanto aos bancos de *T. domingensis*, para os quais se considera o manejo através da poda, utilizou-se o valor apresentado por Pelissari et al. (2019), de $0,024 \text{ g.m}^2.\text{dia}$, referente à concentração de P apenas no tecido foliar.

Em estudo dirigido por Reddy e DeBusk (1984), os rendimentos máximos da biomassa de *P. stratiotes* foram registrados em uma faixa de densidade de plantas de $0,200 - 0,700 \text{ kg PS.m}^2$, atingida num período médio de 18 dias. Experiência realizada por Fonkou et al. (2002), mostra que para manter *P. stratiotes* em sua fase de crescimento máximo, a coleta deve ser realizada a cada 15 dias. Após esse período o número de folhas por planta diminui em decorrência da deterioração das folhas basais, que passam a cair na água, liberando as substâncias que foram absorvidas. Poli et al. (1999) também constataram o início do período de senescência a partir dos 15 dias de experimento. Considerou-se, portanto, no presente estudo, o tempo ideal de coleta de 15 dias. A taxa de crescimento foi estimada no tempo aproximado que a espécie leva para cobrir a área de avanço sazonal (10.736 m^2) no período de verão. Considerando a viragem do mês de novembro/2019 a dezembro/2019, quando as macrófitas passam a cobrir esta área do Papaquara, considerou-se o período de 30 dias para cobertura total do leito. Chega-se a uma taxa de crescimento de $358 \text{ m}^2/\text{dia}$, menor do que a encontrada por Fonkou et al. (2002). A estimativa do potencial do manejo foi realizada apenas para os bancos fixos. O montante de biomassa a ser retirada do rio foi calculada com base no menor valor registrado no presente estudo ($0,408 \text{ kg PS/m}^2$), e a quantidade de P a ser recuperado foi calculado de acordo com o montante diário de biomassa para o período de 15 dias, conforme Figura 14.

Figura 14 - Cálculo do acréscimo diário de biomassa e absorção de P para o período de 15 dias.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Quanto à *T. domingensis*, estudo realizado por Pelissari et al. (2019) encontrou as maiores concentrações de N e P no tecido foliar (30,2 e 6,4 g P kg⁻¹) próximo aos 60 dias de crescimento após a poda. Essas concentrações coincidem com as maiores taxas de crescimento da planta, que começam a decair próximo dos 90 dias de crescimento (25,5 e 2,4 g P kg⁻¹). Os autores sugerem que o período ideal para a poda é aquele em que as macrófitas atingem seu máximo desenvolvimento, ocorridos entre 60 e 90 dias, corroborando com o resultado alcançado por Vera et al. (2010). Neste estudo, tomou-se como base o período de coleta de 90 dias. O montante de P a ser recuperado foi estimado multiplicando-se este tempo pela taxa de fitoextração e área total dos bancos, de acordo com o cálculo (7):

$$RP = TC * AT_{\text{bancos}} * T_f \quad (7)$$

Onde: **RP**: Recuperação do P

TC: Tempo de coleta (dias)

AT_{bancos} : Área Total dos bancos (m²)

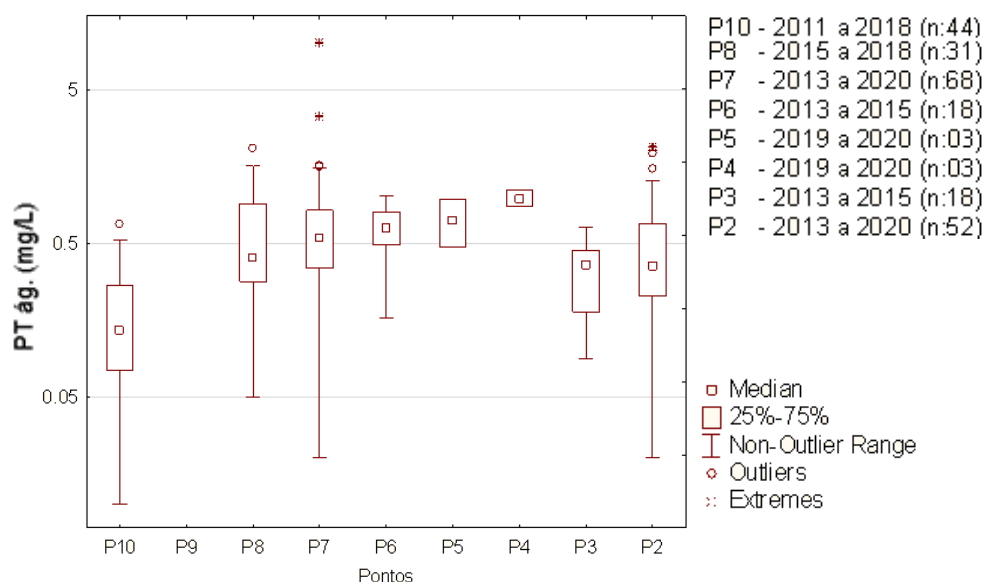
T_f : Taxa de fitoextração (g.m².dia)

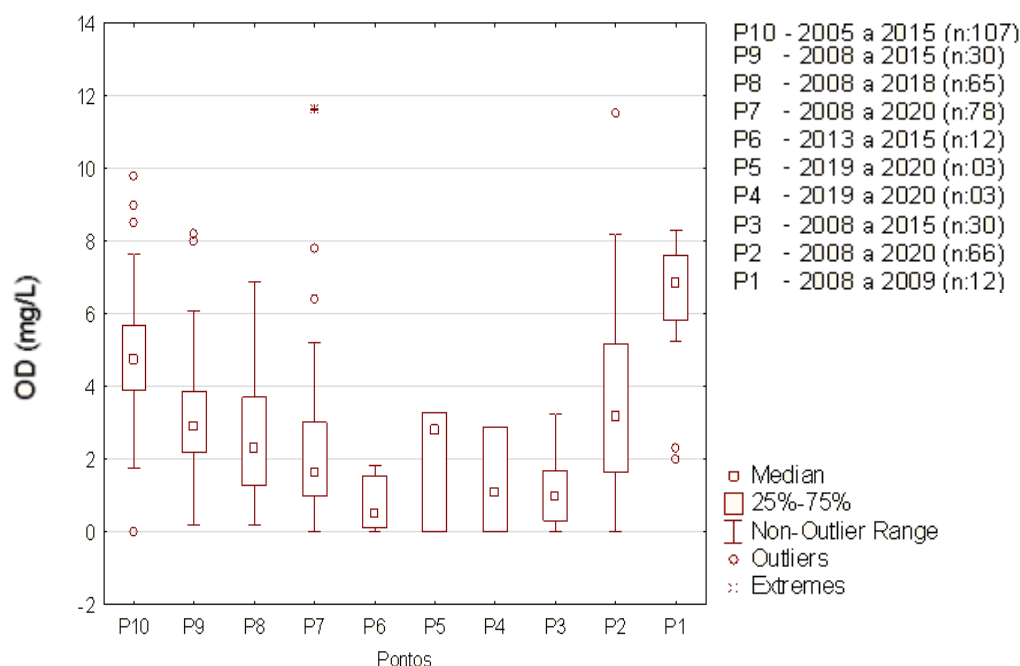
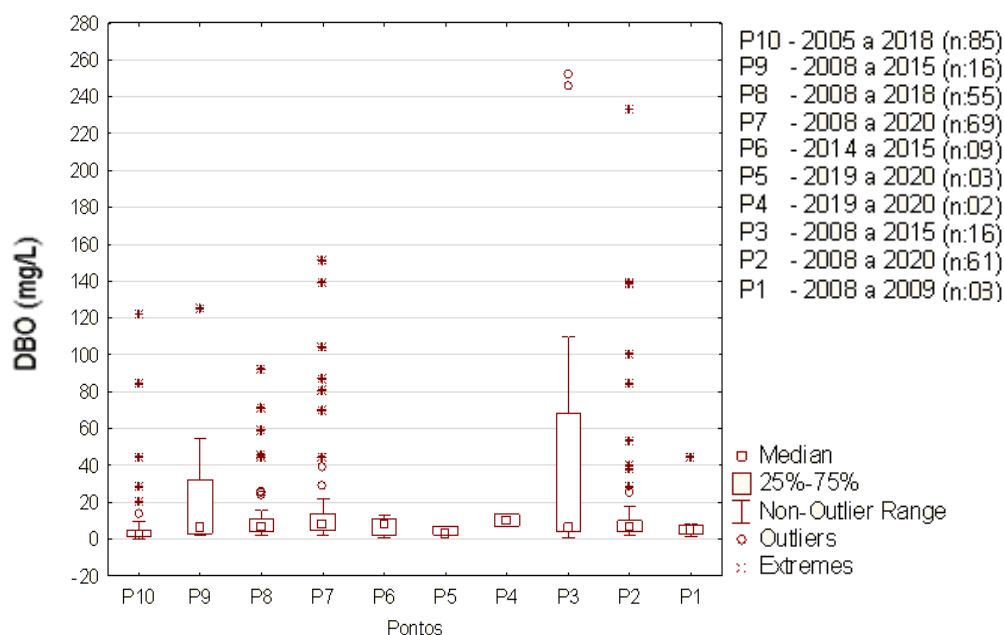
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 QUALIDADE DA ÁGUA

Da análise conjunta de dados, avaliadas dentro do período de 9 anos (2011 a 2020), de um total de 237 amostras relacionadas à concentração de PT ao longo do rio Papaquara, 82,3% se encontraram fora dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, que é de $0,124 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (art. 21, inc. II). O ponto mais a jusante do rio (P10) é o que apresenta a maior quantidade de amostras dentro do padrão legal, ainda assim, 45% delas não atendem as normas. Das 319 amostras referentes à DBO, levantadas dentro do período de 15 anos (2005 a 2020), 58% se mostraram fora dos padrões estabelecidos na legislação, que é de no máximo $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (art. 15, inc. V). O mesmo ocorre com as concentrações de OD ao longo do rio, que apontaram déficits severos na maioria dos pontos. Ao longo de 15 anos, das 406 amostras analisadas, 77,3% não apresentaram o valor mínimo de OD exigido para atendimento da qualidade do rio, que é de $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (art. 21, inc. I). Condições ainda mais críticas, como casos de hipoxia, embora mais frequentes entre os pontos P2 e P8, foram observadas em todos os pontos, representando 34,2% do total de amostras. Condições de anoxia também foram registradas, e representam 3,4% do total. Apesar de um evento de anoxia ter sido registrado no ponto P10, a região de ocorrência desta condição se concentra entre os pontos P2 e P7 (Figura 15). Tabelas com os dados brutos também estão disponíveis nos Apêndices A e B (pág. 130).

Figura 15 - Gráficos de caixa (boxplot), mediana, dispersão (quartis 25% e 75%), percentis 5 e 95 nos bigodes (whisker), outliers (valores atípicos) e dados discrepantes (asteriscos) dos parâmetros de PT, DBO e OD ao longo do rio Papaquara, Florianópolis - SC.

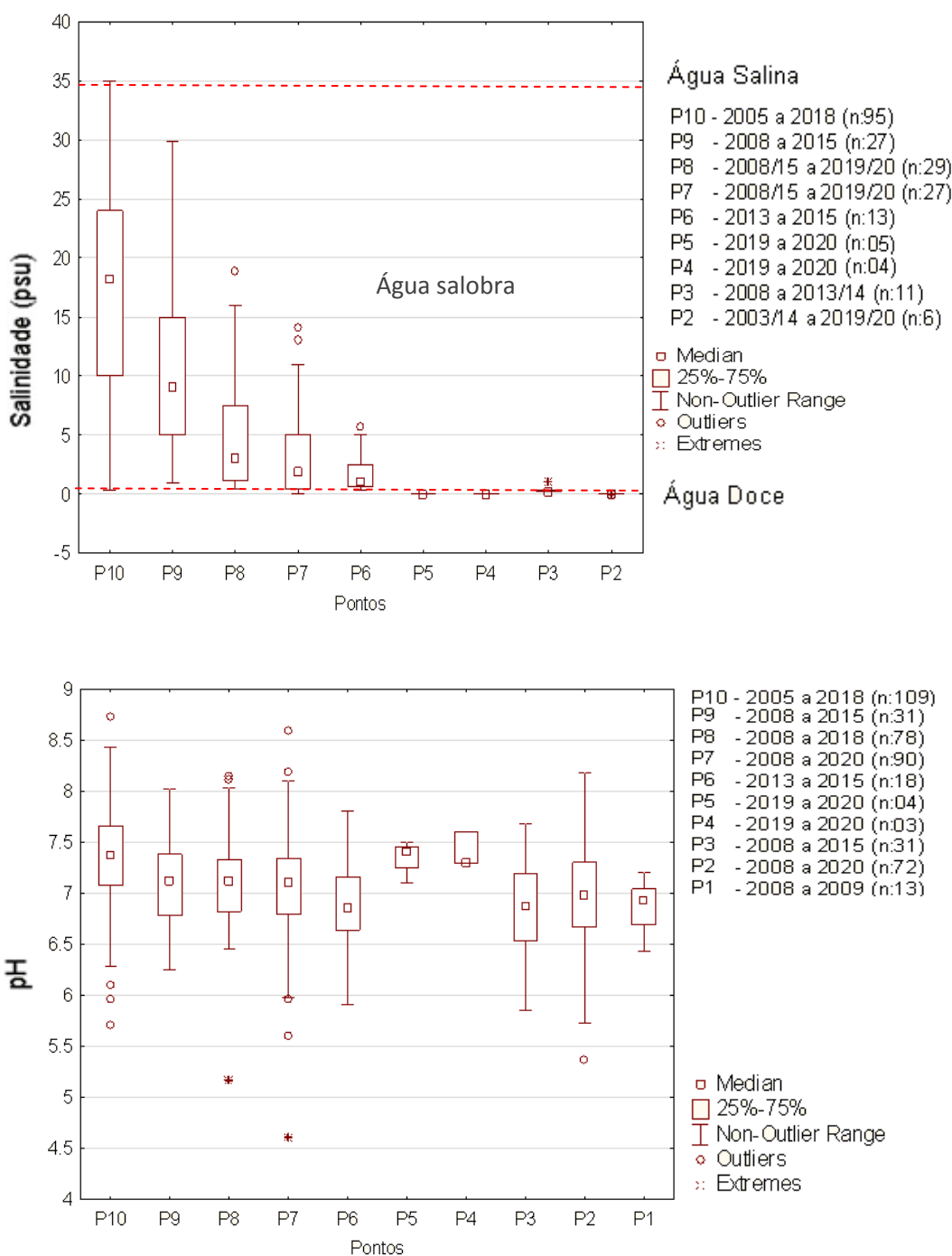


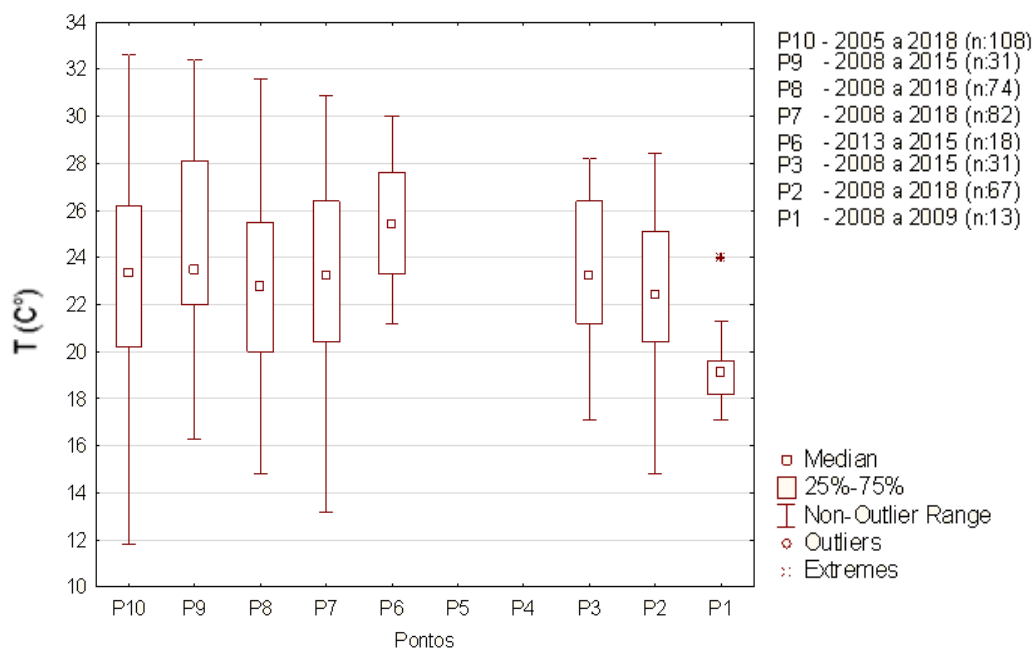


A presença de salinidade no rio Papaquara é detectada a partir do ponto P6, mostrando elevação da concentração de montante a jusante. Nos pontos P6 e P7, além de concentrações menores, também foram detectados ausência de salinidade, o que denota região de transição entre a ZM e ZR. A salinidade também pode eventualmente ser registrada em pontos mais a montante, como observado no ponto P3, o que pode ocorrer em marés de sizígia, intensificadas pelas condições meteorológicas. A temperatura da água mostra um maior espectro de variação de montante a jusante, com valor mínimo e máximo de 11,8° e 32,6°.

Quanto aos valores de pH, para águas doces de classe 2, a faixa estabelecida é de 6,0 a 9,0. Para águas salobras, classe 1, a faixa é de 6,5 a 8,5. Considerando os pontos P6 e P7 como área de transição, e admitindo-se uma maior variação nesses pontos, apenas 7,3% do total de 231 amostras se mostraram fora dos padrões estabelecidos (Figura 16).

Figura 16 - Gráficos caixa (boxplot), mediana, dispersão (quartis 25% e 75%), percentis 5 e 95 nos bigodes (whisker), outliers (valores atípicos) e dados discrepantes (asteriscos) dos parâmetros de salinidade, temperatura e pH ao longo do rio Papaquara, Florianópolis - SC.





A avaliação da qualidade da água do rio Papaguara revela que o estado de degradação ambiental do mesmo perdura por no mínimo 15 anos. Nota-se que mesmo com a implementação de um melhor nível de tratamento pela ETE em 2016, o rio continua a apresentar concentrações de PT em nível superior ao padrão exigido pela Resolução CONAMA 357/2005. Embora a companhia venha a lançar efluentes com concentrações de fósforo não superiores a 4mg/L, como estabelecido em lei, a baixa vazão do rio Papaguara, frente à vazão da ETE, não permite diluição suficiente para que a concentração de PT no rio não ultrapasse 0,1mg/L.

O aporte de matéria orgânica e nutrientes no rio, vem, por sua vez, sustentar condições favoráveis à eutrofização artificial no sistema, haja vista a proliferação das macrófitas aquáticas que cobrem o leito na ZR. Através do acréscimo e posterior decomposição da biomassa das macrófitas, eleva-se indiretamente a carga antrópica de DBO, processos que reduzem a concentração de OD no meio. É inclusive na região onde as macrófitas se encontram que se observa a maior frequência das condições de hipoxia e anoxia no rio, pois além da decomposição da matéria orgânica, não há alcance da intrusão salina nessa região, fator que atua favorecendo o aumento da concentração de OD no estuário (SILVA et al., 2016; SIMONASSI et al., 2010). Neste sentido, também se espera uma ampliação das zonas hipóxicas e anóxicas no rio, pois com o aumento da vazão antrópica haverá redução progressiva do gradiente salino no sistema (RODRIGUES, 2016).

A concentração de oxigênio dissolvido na água é de grande importância para o meio biótico (processos de respiração) e abiótico (ciclos biogeoquímicos) (TUNDISI; TUNDISI, 2008). Significa que baixas concentrações desse gás podem consequentemente resultar em alterações na estrutura das comunidades, perda de biodiversidade e modificações no metabolismo do ambiente (DIAZ; ROSEMBERG, 2008; DAY et al., 2013). Na redução dos níveis de oxigênio, Gray (1992) aponta uma sequência de respostas da biota que evidenciam a perda da biodiversidade num sistema, e que inclui: a fuga de peixes quando as concentrações de oxigênio caem para 40 a 25% de saturação (dependendo da espécie); fuga de peixes bentônicos mais resistentes quando a saturação cai para 15%; mortalidade dos bivalves, equinodermes e crustáceos na saturação de 10%; e extrema perda de diversidade bentônica em saturação de oxigênio de menor que 5%, quando apenas as espécies mais resistentes de invertebrados persistem.

No presente estudo, esta depleção dos níveis de oxigênio foi observada através do comportamento de pequeno cardume de peixes que subia constantemente à superfície em busca deste gás (observados no ponto P2). Na natureza, existem espécies de peixes que além da via branquial, são capazes de realizar respiração aérea acessória, utilizando-a em ambientes hipóxicos, uma vez que os mesmos se apresentam incapazes de suprir sua necessidade metabólica. Esta adaptação, no entanto, não os imuniza do estresse causado pelo ambiente, e das possíveis doenças que podem impactá-los em função disso. Outras espécies, no entanto, não possuem a mesma adaptação, realizando respiração exclusivamente aquática (CRUZ, 2007). Pode-se inferir, desta forma, que além de baixas, as concentrações de oxigênio no rio Papaquara tendem a selecionar apenas espécies adaptadas à sua escassez, condição que vem impactar a sua biodiversidade.

Todos estes impactos comprometem as funções do ecossistema, e consequentemente, os serviços ecossistêmicos que promovem a qualidade de vida da população. Os serviços ecossistêmicos são definidos por Daily (1997) como as “condições e processos através dos quais os ecossistemas naturais e as espécies que os compõem, mantêm e suportam a vida humana”. O abastecimento de água e a produção de alimentos estão diretamente relacionados aos serviços providos pelos ecossistemas aquáticos, que também são base propulsora das mais diversas atividades econômicas. Também fornecem serviços recreacionais e estéticos, estando sua qualidade intimamente relacionada à saúde pública.

Cabe ressaltar, no entanto, que o comprometimento das funções ecossistêmicas do rio Papaquara não se origina na implementação da ETE Canasvieiras, mas na ausência de um

planejamento urbano orientado pela capacidade de suporte do meio. Em sua ausência, a expansão da malha urbana provoca uma série de alterações na configuração do meio natural (desmatamento; impermeabilização do solo, retificação e canalização de rios, dentre outros) que vem impactar o funcionamento dos ecossistemas de forma a reduzir a própria quantidade e qualidade dos recursos necessários à sobrevivência e desenvolvimento das atividades humanas. Esta capacidade de suporte se refere à capacidade do ambiente em ofertar os recursos demandados por determinado número de indivíduos, e em receber os resíduos gerados pelos mesmos, sem que suas funções ecossistêmicas sejam comprometidas, ou seu limite regulador ultrapassado (PIRES; SANTOS, 1995).

Este conceito embasa um dos princípios norteadores do desenvolvimento sustentado, e torna imprescindível a consideração entre a densidade demográfica e a sensibilidade do meio, uma vez que a elevação da densidade também eleva a demanda por recursos e a geração de resíduos, e assim, a pressão exercida sobre o ecossistema (ACSELRAD, 2001). Assim, e se o objetivo do planejamento urbano é orientar o uso e ocupação do território para garantir qualidade de vida a todos, é pertinente considerar que a primeira etapa do planejamento deva ser a compreensão do espaço acerca de suas potencialidades e limitações.

A baixa vazão dos rios da porção insular de Florianópolis o tornam ambientes mais sensíveis à densidade demográfica do que os rios mais caudalosos da porção continental, e estas diferentes sensibilidades devem ser consideradas pelo planejamento urbano para guiar mais especificamente o uso e ocupação do solo em cada local. Este estudo de caso evidencia a situação do rio Papaquara, que não suporta o volume de esgoto gerado por determinado número de indivíduos, mesmo lançado pós tratamento em seu leito pela ETE Canasvieiras (com autorização do órgão licenciador), sem que suas funções ecossistêmicas sejam comprometidas.

Para resolver este problema, o prof^o Pablo Heleno Sezerino¹⁴ (comunicação verbal), diz ser possível fazer uso das tecnologias existentes, tanto para retirar do efluente tratado toda carga de nutrientes que ainda é lançada no rio, quanto para reduzir o volume de efluente lançado, que pode em parte ser reaproveitado na cidade para usos secundários (combate a incêndio, lavagem das frotas de veículos públicos, irrigação de jardins) e em parte ser enviado para um corpo receptor com maior capacidade de suporte, como por exemplo, o oceano. A implementação dessas tecnologias, no entanto, representam custos que ultrapassam a

¹⁴ Chefe do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC e Conselheiro da Agência Reguladora Intermunicipal de Saneamento – Aris.

capacidade financeira do município, vindo recair sobre o usuário/ gerador dos resíduos, o que nem sempre é visto com bons olhos.

Para tornar mais nítido o valor dos serviços ecossistêmicos para a sociedade como um todo, estudos sobre a valoração destes serviços seriam de grande valia para Florianópolis. Embora limitados pela complexidade da avaliação, estes estudos também servem como instrumentos de apoio para o planejamento do território. A organização “Conservation Strategy Fund” desenvolveu alguns vídeos bastante didáticos sobre o assunto (para acessá-los basta fazer a leitura do QR Code ao lado), através dos quais também fica exemplificado uma das possíveis estratégias de amplo alcance (meio virtual) relacionadas à educação ambiental. Se a valoração desses serviços fosse uma prática adotada pelo município, vídeos como esses poderiam inclusive ser disponibilizados em uma plataforma online voltada ao planejamento participativo.



▶ Leia-me.

Tundisi (2008) também defende a criação de um banco de dados baseado no contínuo monitoramento dos corpos hídricos, o que permitiria uma maior percepção acerca das demandas e impactos da urbanização, e assim, dos limites do crescimento urbano em determinada unidade territorial (bacia hidrográfica). Este instrumento também permitiria prever, com base nos diagnósticos e prognósticos, a necessidade e os custos relacionados às infraestruturas de conservação e potencialização dos serviços ecossistêmicos em meio urbano. Segundo Acselrad (2001), e de acordo com as implicações do planejamento e saneamento discutidas nesta seção, na perspectiva da eficiência especificamente material, a cidade sustentável será aquela que minimiza o consumo de recursos naturais (consumo de água), explora ao máximo os fluxos locais (reaproveitamento de efluentes tratados, aproveitamento de água da chuva...), satisfazendo o critério de conservação de estoques por também reduzir o volume de rejeitos (produção de esgoto). Souza, Cruz e Tucci (2012) dão ênfase às tecnologias verdes, exemplificando diversos dispositivos de controle das águas pluviais, como biorretenção, telhado verde, entre outros, relacionados ao desenvolvimento urbano de baixo impacto.

Neste ponto é também importante considerar, que as características da ilha de Santa Catarina como um todo, tragam dificuldades técnicas à implementação dos sistemas de esgotamento sanitário. As áreas de planície possuem regiões de banhado com solos hidromórficos, onde a taxa de infiltração é muito baixa, e o lençol freático muito próximo à superfície. O mesmo ocorre nas regiões de solos mais arenosos, pois embora a taxa de

infiltração seja alta, o nível do lençol freático também é alto. De acordo com este cenário, não há como instalar o sistema convencional com sumidouro sem que o lençol freático seja contaminado. O quadro de chuvas intensas, sobretudo durante o verão, somado ao acréscimo populacional da temporada e às ligações clandestinas da rede pluvial à rede de esgoto, também representa um desafio a ser transposto.

É, entretanto, e justamente em razão destas dificuldades, que se faz ainda mais importante ponderar aspectos do saneamento básico no planejamento territorial. Diante dos impactos socioambientais que podem ser deflagrados por inadequações nestes sistemas, não se pode fugir à avaliação e consideração das características ambientais locais, que servirão como guia às decisões relacionadas ao crescimento e alocação de conglomerados humanos, identificando áreas passíveis à recepção do tratamento e destinação dos efluentes produzidos, assim como as técnicas mais adequadas às suas particularidades. Embora as dificuldades existam, há de se pesar se o custo da poluição dos recursos hídricos, refletidos na saúde, economia, qualidade de vida da população, e na própria recuperação futura deste ecossistema, não seriam maiores do que o investimento em estudos técnicos, desenvolvimento e implementação de infraestruturas adequadas.

Tem-se assim que “os recursos tecnológicos podem aumentar, mesmo indiretamente, a capacidade de um ambiente em suportar uma atividade ou uma população maior” (MACHADO, 1999, pág. 126). A integração dos métodos técnicos à ecohidrologia também viria melhorar a eficiência e reduzir custos (ZALEWSKI, 2001). No entanto, com a crescente expansão urbana e consequente demanda por infraestrutura, se nem Estado, nem população, tem capacidade para custear esses recursos, o instrumento de regulação principal passa novamente a recair sobre a densidade demográfica.

Segundo Tucci (2005), a ocupação da bacia hidrográfica tende a ocorrer de jusante para montante, devido as características do relevo. Por serem espaços mais visados, são também os que mais sofrem com a especulação imobiliária e o apelo turístico. Uma vez que o Estado vem historicamente beneficiando os interesses corporativos (SANTOS, 2006), liberando a construção de mais edifícios e condomínios em ambientes que já se provam saturados e carentes de infraestrutura básica de saneamento, marginalizando e negligenciando a população de baixa renda (GOULART, 2011; PORTO FILHO, 2012), é de fundamental importância um movimento descentralizador, que retire da mão do Estado o poder absoluto sobre as tomadas de decisão relacionadas ao planejamento, e o dilua no coletivo, na diversidade dos grupos sociais inseridos neste território. Este movimento, no qual consiste

a Governança, deverá, segundo Tundisi (2008, pág. 10), “aprofundar a sustentabilidade da oferta e demanda e a segurança coletiva da população em relação à disponibilidade e vulnerabilidade.”

Diante do crescimento populacional desordenado, comum nas cidades brasileiras, Florianópolis sofre reflexos relacionados ao aumento de espaço edificado e ao adensamento das áreas, como o verificado na região de entorno do Rio Papaquara. O desenho urbano que se configura nessa região caracteriza um estado de ocupação aleatório e caótico que, aliado à existência de assentamentos irregulares e à condição precária das habitações e infra-estrutura urbana, resulta em territórios de exclusão sob todas as dimensões. (PORTO FILHO, 2012, pág 11).

Destaca-se, neste sentido, o Plano Diretor, o Orçamento participativo, e o Plano de Recursos Hídricos da Bacia do rio Ratonas como instrumentos indispensáveis ao desenvolvimento ordenado da planície do rio Papaquara e do norte da Ilha (PORTO FILHO, 2012). Quanto ao crescente populacional relacionado ao turismo, por que não cobrar do turista uma taxa pela conservação do ambiente por ele aproveitado? Em razão desta elevação populacional foi preciso construir uma unidade de reforço na ETE Canasvieiras para suportar o volume de esgoto produzido na temporada. A obra foi custeada pelos moradores de Florianópolis e representa uma elevação no volume de efluentes que se refletirá na qualidade ambiental do corpo receptor (rio Papaquara e ambientes adjacentes). A tarifa que viria a ser paga pelo turista pela conservação ambiental é uma medida relacionada ao princípio do poluidor-pagador, e também do turismo sustentável, e já é, por exemplo, praticada no município de Bombinhas – SC.

A responsabilidade pela conservação ambiental se distribui em todas as escalas da sociedade. É do indivíduo, não apenas como agente poluidor-pagador, mas como cidadão, o que conduz à participação ativa nas tomadas de decisão referentes ao planejamento do território, e à correta implementação do sistema individual de tratamento de esgoto ou da ligação do imóvel à rede coletora. É também dos órgãos licenciadores, pela realização de estudos técnicos que autorizem (com suas possíveis ressalvas) ou não, de acordo com a capacidade de suporte do meio, determinado uso e ocupação do solo. Da companhia de saneamento, pelo correto tratamento e disposição dos resíduos, e do Estado, pela promoção das políticas de incentivo e controle relacionadas ao objetivo do planejamento territorial, pela fiscalização, defesa do direito social, mediação e resolução de conflitos e universalização do acesso ao saneamento.

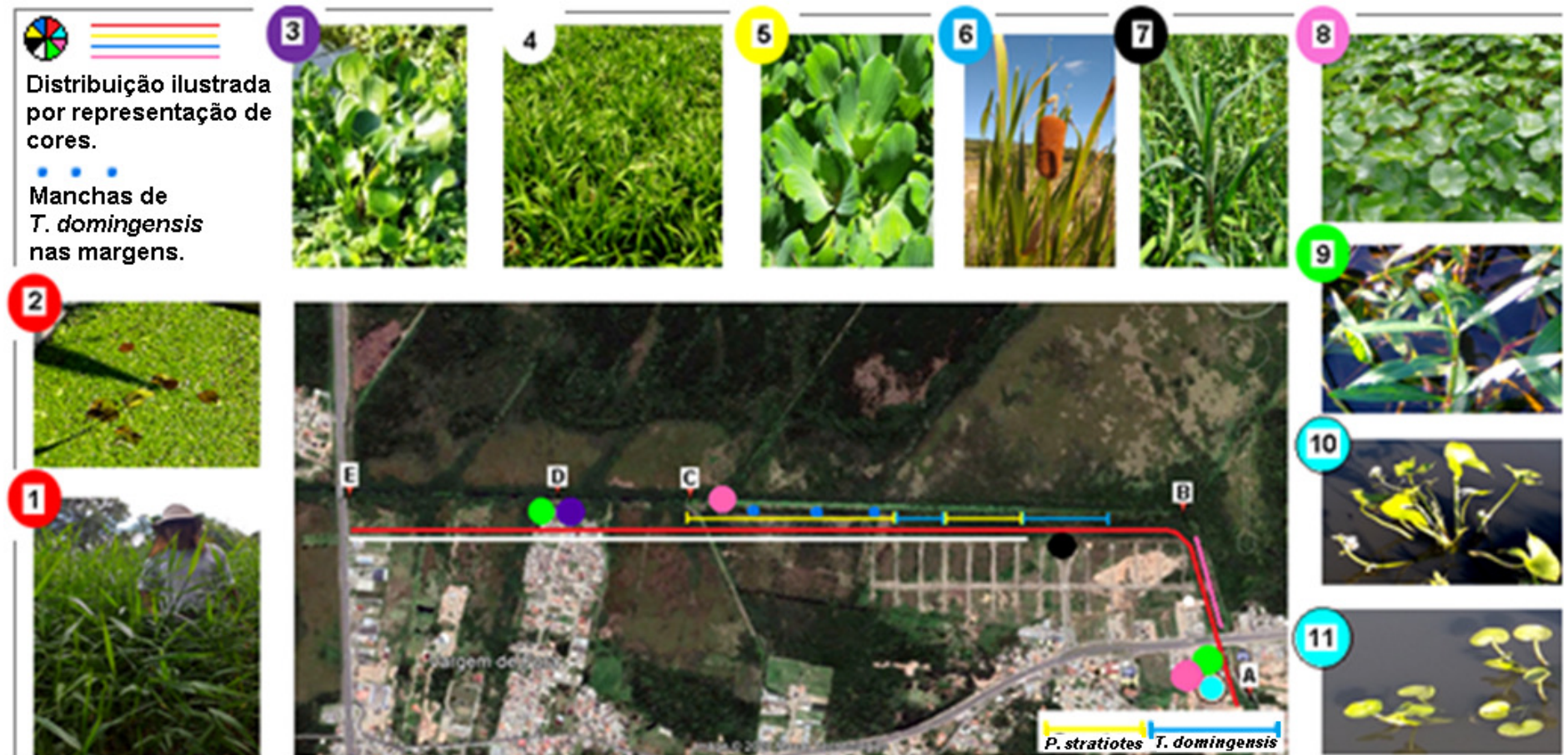
6.2 DINÂMICA DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS DO RIO PAPAQUARA

Ao longo do rio Papaquara foram identificadas 12 espécies e 11 gêneros de macrófitas aquáticas, distribuídos em 8 famílias (Quadro 3). Sua distribuição é apresentada na Figura 17.

Quadro 3 - Espécies de macrófitas aquáticas do rio Papaquara, Florianópolis - SC. Localização de acordo com distribuição apresentada na Figura 17.

Família	Nome Científico	Forma Biológica	Localização
Alismataceae	<i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. & Schltdl.	Emergente/ anfíbia	A
Araliaceae	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L.f.	Flutuante fixa	A-B; C
Araceae	<i>Lemna</i> ssp.	Flutuante livre	A-E
	<i>Pistia stratiotes</i> L.	Flutuante livre	B-E
Asteraceae	<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	Anfíbia	A; D
Poaceae	<i>Brachiaria</i> sp.	Anfíbia	A-E
	<i>Brachiaria platyphylla</i> (Griseb.) Nash	Anfíbia	B
	<i>Panicum</i> sp.	Anfíbia	B-E
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Flutuante livre	D
	<i>Pontederia rotundifolia</i> L.f.	Flutuante fixa	A
Salviniaceae	<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	Flutuante livre	A-E
Typhaceae	<i>Typha domingensis</i> Pers.	Emergente	B-C

Figura 17 - Mapa de distribuição das macrófitas aquáticas no rio Papaquara Florianópolis - SC. 1-*Brachiaria* ssp.; 2-*Lemna* ssp. e *S. auriculata*; 3-*E. crassipes*; 4-*Panicum* ssp.; 5-*P. stratiotes*; 6-*T. domingensis*; 7-*B. platypylla*; 8-*H. ranunculoides*; 9-*E. prostata*; 10-*S. montevidensis*; 11-*P. rotundifolia*.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Também foram observadas diferentes espécies nos canais de drenagem que fluem para o rio Papaquara, mas estas não foram identificadas. A ciência, no entanto, da presença e diversidade de macrófitas que também ocorrem nos canais, se faz importante para a elaboração de um futuro plano de manejo a nível da bacia, que deverá considerar, entre outras questões, a reincidência da infestação por diferentes espécies, processo natural relacionado aos estágios de sucessão ecológica (ODUM, 2001).

A abundância e distribuição das espécies varia de acordo com a época do ano, como observado para *E. crassipes*, *H. ranunculoides*, *S. montevidensis* e *P. stratiotes*. No mês de abril/2019, em saída de reconhecimento de campo, observou-se um banco de *E. crassipes* no ponto “D”, embora do ponto de observação não tenha sido possível dimensionar a extensão aproximada do banco. No mês de agosto/2019, quando iniciadas as coletas, este banco havia desaparecido, e até o término das coletas em campo, findas em fevereiro/ 2020, não houve reincidência desta espécie nas áreas em estudo. O mesmo ocorre com a espécie *H. ranunculoides*, que em agosto/2019, apresentava um denso banco de aproximadamente 100 metros de extensão no ponto “C”, que se extinguiu e não reapareceu neste ponto até o término das coletas em fevereiro/2020 (Figura 18 – esquerda). O espaço ocupado pelo mesmo foi dominado pela espécie *P. stratiotes*, que o entremeava. Manchas pouco expressivas de *H. ranunculoides* também foram observadas em agosto/2019 entre os pontos “A e B”, e que a partir do mês de outubro/2019, passam a cobrir todo o leito na região do ponto “A” (Figura 18 – direita). Em agosto/2019, observou-se apenas dois indivíduos da espécie *S. montevidensis* nesta mesma área, enquanto em outubro/2019, e nos meses que se seguiram, diversos indivíduos da espécie ocupavam as duas margens do rio.

Figura 18 - Banco de *H. ranunculoides* em agosto/2019 no ponto “C” (à esquerda) do rio Papaquara, Florianópolis – SC (linha em vermelho demarcando extensão do banco – 100 metros), e no ponto “A” em outubro/2019, junto a população de *S. montevidensis* (à direita).



Fonte: Elaborado pela autora.

A *Lemna* sp. foi encontrada em meio a outras macrófitas em todos os trechos analisados, de “A” a “E”, enquanto a *S. auriculata*, embora tenha sido observada nos mesmos pontos da *Lemna* sp., caracterizou-se como a espécie de menor abundância, assim como de menor frequência. Pequenos grupos, nunca maiores que a palma da mão, podem ser encontrados em pontos isolados, situados entre outras macrófitas, ou ancorados em vegetação e reentrâncias da margem.

Situadas entre os pontos “B” e “C”, as espécies de macrófitas aquáticas mais abundantes no rio Papaquara são *P. stratiotes* e *T. domingensis*, assim como o gênero *Braquiaria* sp., presente tanto no leito, quanto nas margens, em terra firme (Figura 19).

Figura 19 - Foto panorâmica do banco de *P. stratiotes* (1) e *T. domingensis* (2) cobrindo o leito do rio Papaquara, Florianópolis - SC. Linha em vermelho demarcando a margem.



Fonte: Elaborado pela autora.

Mudanças na distribuição e abundância das macrófitas ao longo do rio podem estar relacionadas às necessidades de desenvolvimento de cada espécie, como níveis adequados de radiação solar, nutrientes, velocidade da corrente e variação do nível da água (CAMARGO, PEZZATO E HENRY-SILVA, 2003). A espécie *H. ranunculoides*, a exemplo, observada entre os pontos “A” e “B”, forma pequenas manchas no leito ao longo deste trecho, assim como a *Lemna* sp., onde não se observou dominância de nenhuma espécie, nem cobertura total do leito. Nesta região, onde a largura do rio é de cerca de 1,5 a 3 metros, há sombreamento do leito pelas árvores presentes nas margens. Uma menor taxa de radiação solar, e assim, de atividade fotossintética, pode ser o motivo pelo qual as macrófitas flutuantes

que se apresentam nesta área possam desenvolvimento controlado. A cobertura do leito ocorre apenas em trechos mais rasos ou estreitos, onde a *Braquiaria* sp., em locais de menor presença ou sombreamento de espécies arbóreas, atravessa o leito de uma margem à outra. Este quadro é reproduzido por esta espécie em todos os pontos analisados, em maior ou menor grau, de acordo com a época do ano, profundidade do rio, e competição do espaço com *P. stratiotes* e *T. domingensis* (Figura 20).

Figura 20 –*Brachiaria* sp. e *P. stratiotes* entre os pontos “B” e “C” (1), e *T. domingensis*, *Lemna* sp. e *Brachiaria* sp. logo após o ponto “B” (2) do rio Papaquara, Florianópolis - SC



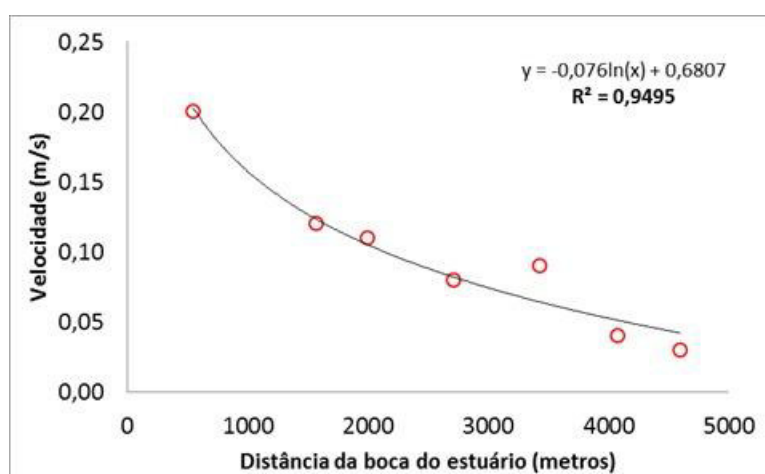
Fonte: Elaborado pela autora.

A competição entre as espécies também é um fator que pode influenciar a distribuição das macrófitas ao longo do rio. *P. stratiotes* e *T. domingensis* produzem substâncias alelopáticas, um dos fatores que poderiam explicar o sucesso na dominação das áreas conquistadas por estas espécies. Na literatura, estudos que avaliam a competição entre *P. stratiotes* e *E. crassipes*, revelam que esta última apresenta vantagens competitivas sobre *P. stratiotes* (AGAMI; REDDY, 1990; CAMARGO; HENRY-SILVA, 2005). Estes estudos, no entanto, são realizados em mesocosmos, onde não é possível avaliar a diversidade de influências que determinado ambiente exerce sobre a comunidade de macrófitas. No rio Papaquara, por exemplo, mesmo que um robusto banco de *E. crassipes* já tenha sido observado, não houve persistência da espécie no leito, que é sobremaneira dominado por *P. stratiotes*. Assim, uma maior compreensão a respeito da interação entre estas e outras espécies, dependeria do contínuo monitoramento in loco.

6.2.1 Influência do Meio Sobre o Banco de *Pistia stratiotes*

A proliferação das macrófitas na ZR se deve basicamente a três fatores: i) disponibilidade de nutrientes (origem antropogênica: ETE; população não atendida pelo serviço de saneamento público ou que apresenta infraestrutura unifamiliar inadequada); ii) baixas velocidades da água (Figura 21) e iii) baixa salinidade (Figura 16). Na Figura 21 demonstra-se que a velocidade da água diminui exponencialmente durante o percurso de jusante a montante, criando desta forma uma área de estagnação.

Figura 21 - Velocidade da água do rio Papaquara, Florianópolis – SC, de jusante a montante.



Fonte de dados: Rodrigues (2016).

Na Zona de Rio estuarina, mesmo que as macrófitas não sintam os efeitos da salinidade, elas poderão ser influenciadas pelos efeitos hidráulicos da maré. Nas marés enchentes, a força exercida contra as macrófitas pode aumentar a densidade do banco, ao mesmo tempo em que promove sua retenção no rio. Nos períodos de vazante, as águas acumuladas a montante poderão atuar no deslocamento das macrófitas à foz, força que neste momento é somada à vazão do rio e à vazão da ETE. Esta dinâmica poderá ocorrer em maior ou menor grau de acordo com as condições e combinações entre as forçantes meteorológicas, o que inclui o tipo de maré, a intensidade das chuvas e a direção e intensidade dos ventos, que podem diminuir (ventos quadrante N) ou ampliar (ventos quadrante S) a influência marítima no estuário (FREITAS, 2020).

Em razão da sensibilidade das macrófitas aquáticas flutuantes a estas variáveis ambientais, era de se esperar que um banco formado pela espécie *P. stratiotes* não pudesse produzir extensos “tapetes” sobre o leito, assim como se manter estável no rio. Imagens de satélite mostram, no entanto, que o trecho atualmente ocupado pelos bancos de *P. stratiotes* e *T. domingensis* raramente se apresentou inferior a 1.500 metros de extensão (Figura 22).

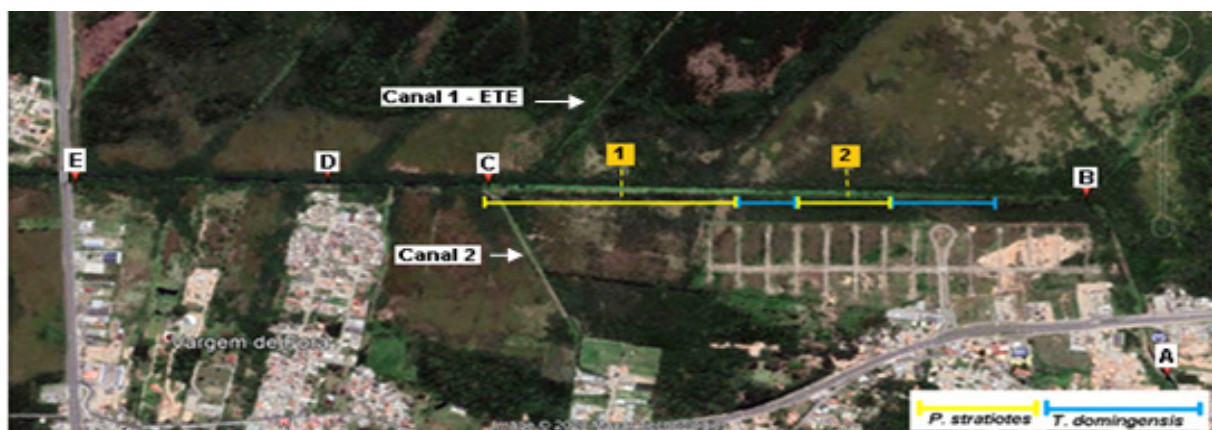
Figura 22 - Extensão do banco de macrófitas no ano de 2002 (A) e ano de 2018 (B), presentes no rio Papaquara, Florianópolis - SC.



Fonte: Google Earth.

Entre os pontos “B” e “C” se encontram dois bancos de *P. stratiotes* (Figura 23). O banco 2 está aprisionado entre os bancos de *T. domingensis*, menos vulnerável, portanto, à ação das variáveis antrópicas e ambientais. Já o banco 1 se encontra a montante do ponto de descarga da ETE, esquivando-se da pressão hidráulica que o deslocaria à foz (volume de efluente lançado pela ETE). Quando o efluente da ETE chega ao Papaquara, é provável que ele se espalhe em ambas as direções do rio, fazendo com que o banco de *P. stratiotes* seja empurrado ainda mais a montante, o que explicaria a predominante estabilidade do banco 1 nesta área. A curva que o canal sofre a montante pode também ter relação com a estabilidade do banco 1, pois há diminuição na velocidade da água. Neste sentido também se espera maior deposição de sedimentos na área.

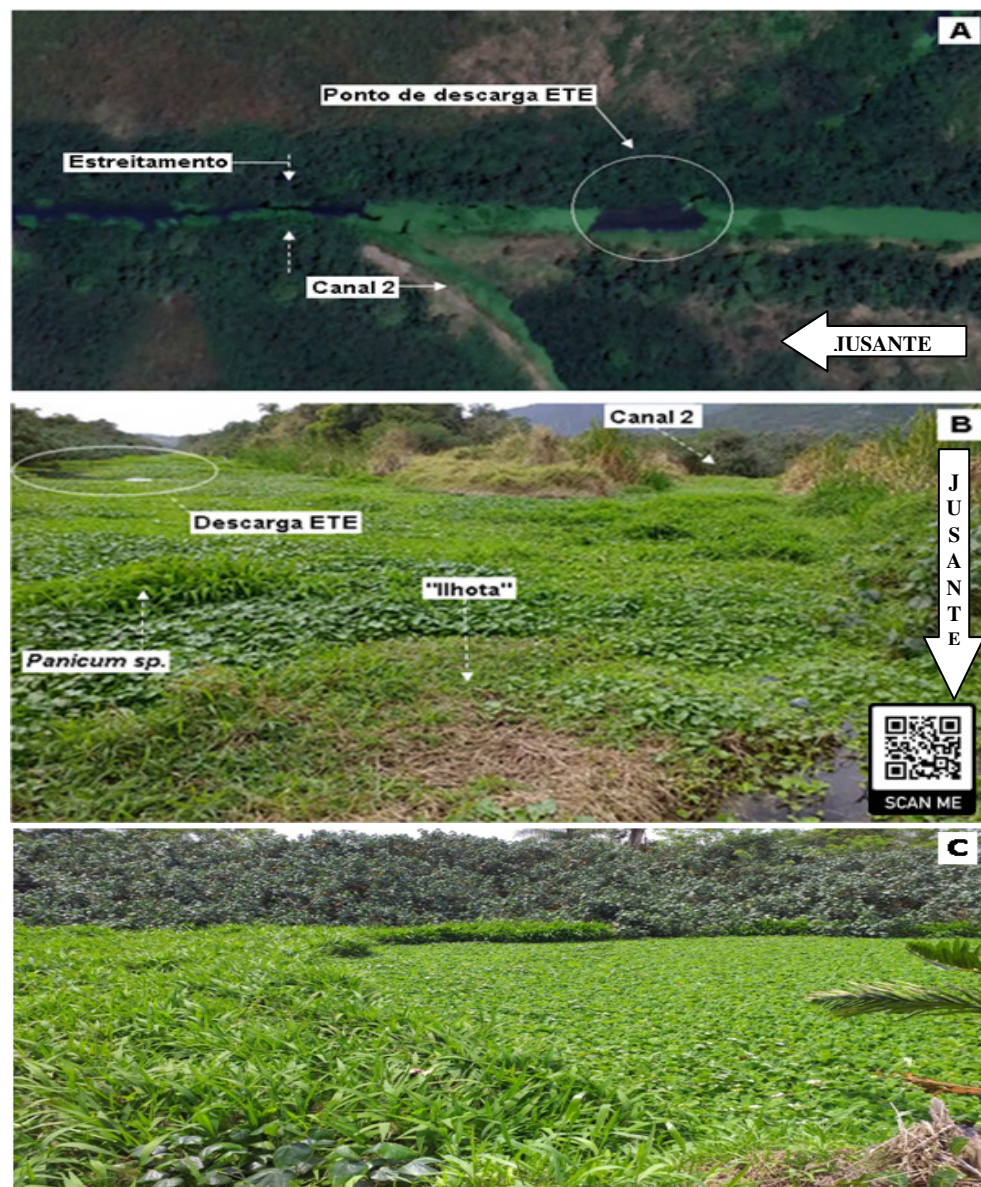
Figura 23 - Bancos de *P. stratiotes* no rio Papaquara, Florianópolis – SC, local de descarga da ETE “Canal 1 – ETE”, e “Canal 2”.



Fonte: Google Earth.

É possível observar, no entanto, que mesmo a jusante do ponto de descarga da ETE, há continuação do banco de *P. stratiotes* por pelo menos mais 50 metros, encerrando-se no ponto de encontro com o “canal 2”. O que se observou em campo, é que logo após este canal, há um estreitamento na largura do rio, onde “ilhas” flutuantes de terra e *Brachiaria* sp. são formadas, assim como densas barreiras de *Panicum* sp., que espalham-se na região. Podendo estender-se de uma margem à outra, estas gramíneas (família Poaceae) também aprisionam o banco de *P. stratiotes* naquele local (Figura 24).

Figura 24 - Local de descarga da ETE e estreitamento na largura do rio Papaquara, Florianópolis – SC (A). Manchas de *Panicum* ssp. e “ilhota” flutuante de terra e *Brachiaria* ssp. logo após o “canal 2”, em agosto de 2019 (B). Barreiras densas e homogêneas de *Panicum* ssp. a montante do ponto de descarga da ETE, em outubro de 2019 (C). *O QRcode acessa um vídeo produzido na área.



Fonte: Elaborado pela autora.

O banco de *P. stratiotes*, no entanto, também pode avançar sazonalmente junto ao banco das gramíneas até o ponto “E”, assim como ultrapassá-lo (Figura 25).

Figura 25 – Avanço do banco de macrófitas para além do ponto “E” no rio Papaquara, Florianópolis - SC.



Fonte: Google Earth. Data da Imagem: 28/10/2014.

O avanço do banco de *P. stratiotes* é possibilitado por mudanças na conformação dos bancos das gramíneas, também sensíveis à ação das variáveis antrópicas e ambientais. Por também se desenvolverem ao longo do rio Papaquara, as gramíneas servem como ponto de ancoragem à *P. stratiotes*, permitindo sua permanência e proliferação em outras regiões (Figura 26).

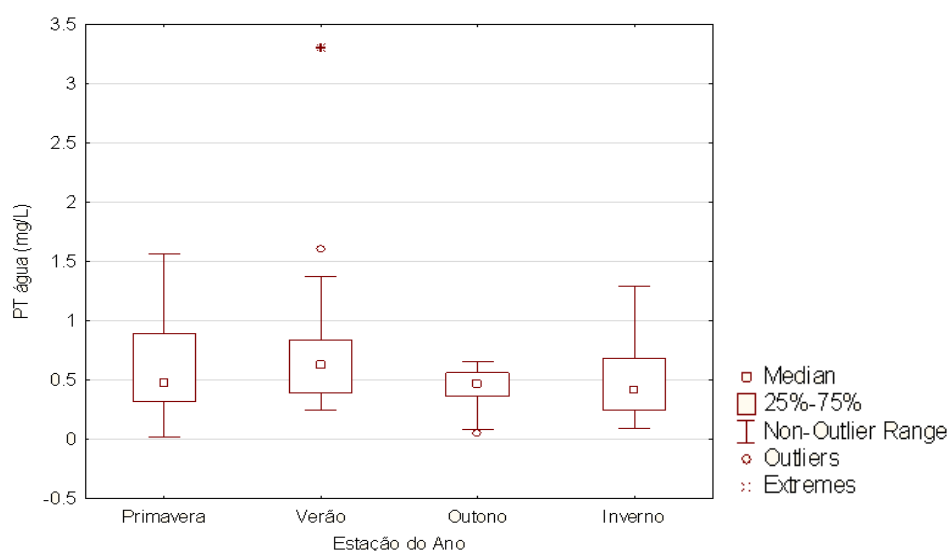
Figura 26 – Cobertura total do leito do rio Papaquara, Florianópolis – SC, pelo banco das gramíneas e *P. stratiotes*. Visão a partir do ponto “E” para montnte.



Fonte: Elaborado pela autora. Data: 12/2019.

Conforme observado por sensoriamento remoto, e de acordo com o período analisado¹⁵, notou-se que, com exceção do ano de 2016, o banco das macrófitas sempre ultrapassa o ponto “C” nos meses de dezembro e janeiro (ponto “C” – Figura 17). Estes meses do ano coincidem com a época de temporada em Florianópolis (época de maior afluxo de turistas para a região). Nos meses de verão, sua população chega a triplicar (GUARDA, 2012), momento em que também ocorre um incremento considerável da produção de esgoto na cidade. Com o incremento da produção de esgoto, eleva-se a carga de nutrientes lançada no rio, que é fator chave na ativação de diferentes estágios de desenvolvimento das plantas. Na Figura 27, pode-se observar que a média dos valores de P na ZR do rio Papaquara se mostram mais elevados no período de verão. Quando a disponibilidade de nutrientes é alta, e a densidade de plantas é baixa, *P. stratiotes*, por exemplo, investe sua energia na reprodução (REDDY; DEBUSK, 1984). Entendendo que a vazão da ETE se eleve neste período, ela ainda pode contribuir com a força necessária para romper as barreiras formadas pelos bancos das gramíneas, permitindo a passagem de *P. stratiotes* para os pontos a jusante. Nestes meses de verão, o desenvolvimento das macrófitas também é beneficiado pela elevação da temperatura e radiação solar.

Figura 27 - Gráfico de caixa (boxplot), mediana, dispersão (quartis 25% e 75%), percentis 5 e 95 nos bigodes (whisker), outliers (valores atípicos) e dados discrepantes (asteriscos) para a variação temporal das concentrações de fósforo total na ZR do rio Papaquara, Florianópolis – SC (referente ao trecho de P3 a P7 – Figura 10).



¹⁵ Anos analisados para este período de acordo com as imagens de satélite disponíveis do google Earth e Sentinel II: 2009, 2012, 2016, 2017, 2018, 2019 e 2020.

A expansão destes bancos, no entanto, não se limita aos meses de dezembro e janeiro, podendo ocorrer em qualquer mês do ano, embora não exista uma recorrência padrão deste avanço, como observado na temporada (Figura 28).

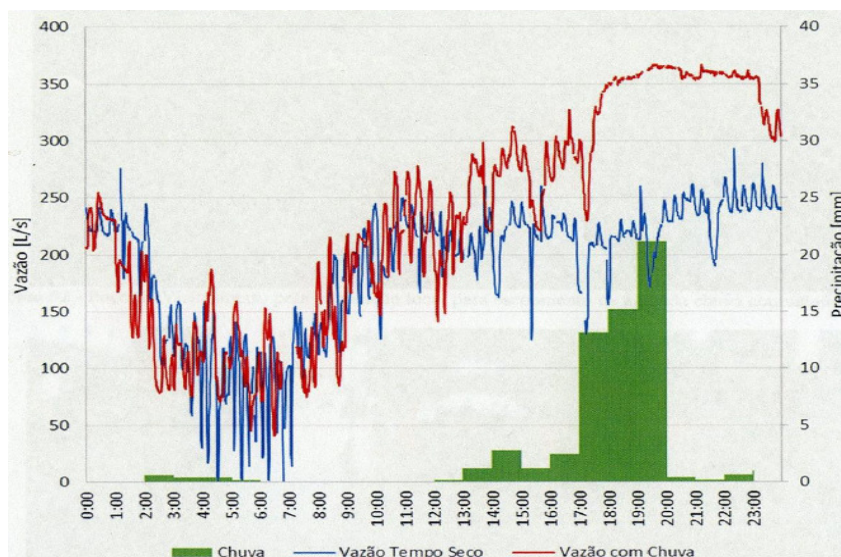
Figura 28 – Expansão das macrófitas no rio Papaquara, Florianópolis -SC em diferentes meses ao longo dos anos.



Fonte: Google Earth. Obs: Embora não ilustradas devido à baixa qualidade da imagem, a distribuição das macrófitas para além do ponto “C” também foi observada nos meses de fevereiro e março, através do Sentinel 2, em 11/03/2018 e 09/02/2019.

Outro fator que pode influenciar estes avanços diz respeito às ligações clandestinas da rede de drenagem na rede coletora de esgoto. Como já discutido na apresentação do histórico do rio Papaquara, estas ligações fazem com que em dias de chuvas intensas, possa ocorrer uma sobrecarga no sistema operacional da ETE, que legalmente (Plano de Emergência e Contingência Operacional), visando evitar danos ao sistema, desviará o efluente mesmo sem tratamento, ao rio. Seguindo a mesma lógica do exemplo anterior, devido ao acréscimo de nutrientes no meio, e do aumento na vazão, estes eventos também poderiam desencadear um maior desenvolvimento das gramíneas ao longo do rio, assim como o rompimento das barreiras formadas por elas, possibilitando o avanço do banco de *P. stratiotes*. A Figura 29 ilustra como a vazão da ETE é afetada pelos eventos de chuva. A concentração de nutrientes no meio e sua absorção pelas macrófitas também é regulada por outras variáveis, como as chuvas, atuando na diluição dos mesmos, biogeoquímica local, razão N:P e tempo de detenção hidráulica (LORENZEN et al., 2001; MAHUJCHARIYAWONG; IKEDA, 2001).

Figura 29 – Vazão da ETE Canasvieiras num período de 24h. A linha azul representa a vazão da ETE em dia sem ocorrência de chuva (dia 21/01/2016), e a linha vermelha, a vazão da ETE em dia de chuva intensa (dia 28/01/2016).



Fonte: GRISA (2016).

Ressalta-se que o desenvolvimento das gramíneas ao longo do rio não está necessariamente associado ao avanço do banco de *P. stratiotes* a outros pontos, como ilustrado na Figura 30.

Figura 30 - Banco de *Panicum* sp. visto do ponto “E” em direção a montante no rio Papaquara, Florianópolis - SC.



Fonte: Elaborado pela autora. Data: 10/2019.

Mesmo que o banco das gramíneas seja rompido, liberando o banco de *P. stratiotes*, o avanço desta última dependerá da continuidade das respostas que o banco das gramíneas produzirá frente às pressões exercidas sobre ele. A barreira de gramíneas comumente observada no ponto “C”, por exemplo, pode se fechar novamente em maior ou menor velocidade, ou ainda ser formada em outro ponto do rio, regulando, desta forma, a

distribuição e tempo de permanência de *P. stratiotes* a jusante do ponto “C”. Observa-se, desta forma, que embora vulnerável à ação de diversas variáveis ambientais e antrópicas, a expansão do banco de *P. stratiotes*, e seu tempo de permanência em outros locais, parece depender sobretudo, da dinâmica do banco das gramíneas no estuário. Podendo formar extensos blocos maciços, menos vulneráveis à ação da corrente, o banco das gramíneas atuará hora como contingente do banco de *P. stratiotes*, hora como meio pelo qual as mesmas se fixam e se proliferam em outros pontos do rio.

De acordo com as imagens de satélite disponíveis, observa-se que apenas nos anos de 2016, 2017, e 2020, ocorreram declínios no banco das macrófitas entre os pontos “B” e “C”, com diferentes níveis de recuo. Reforça-se, no entanto, que as imagens do Google Earth e Sentinel 2 sobre a área não são contínuas¹⁶, além de não permitirem, em razão de sua qualidade, a identificação do tipo de vegetação em anos anteriores. Embora esses fatores limitem a avaliação sobre variações na biodiversidade, as 58 imagens analisadas dão uma indicação sobre a variação na distribuição das macrófitas ao longo dos meses e anos. Em 2020, o declínio se iniciou em março, e aparentemente, é quase total. A continuidade do monitoramento a partir desse ano permitirá conhecer a capacidade de *P. stratiotes* em recuperar o domínio do espaço, ou de identificar o predomínio de outra espécie no espaço ora ocupado por ela.

Os eventos de avanço ou declínio dos bancos, que também podem ocorrer em maior ou menor grau ao longo do rio, representam a variabilidade de respostas possíveis à variáveis antrópicas e ambientais que os influenciam. Estas variáveis, por sua vez, também se alteram ao longo do dia, e de um dia a outro, de acordo com a influência que também exercem umas sobre as outras. Além de diversas, as variáveis que atuam sobre estes bancos agem simultaneamente sobre eles, podendo ser combinadas de diferentes formas. Entre estas variáveis estão a direção, predominância, duração e intensidade dos ventos, das marés, das chuvas; a vazão do rio e da ETE; a disponibilidade de nutrientes, temperatura e taxa de radiação solar. Adiciona-se a estas variáveis a herbivoria das gramíneas pela comunidade de capivaras, que também deve ser considerada na composição das influências sobre a dinâmica das macrófitas. Capivaras adultas consomem cerca de 3kg a 5kg de gramínea por dia. As principais espécies consumidas por elas pertencem às famílias Poaceae e Cyperaceae, embora

¹⁶ O satélite Sentinel 2 disponibiliza imagens sobre a área a cada 5 dias, mas a presença de nuvens inviabiliza a análise de muitas delas.

também possam se alimentar de outras macrófitas aquáticas (SILVA, 1986; QUINTANA; MONGE; MALVEVÁREZ, 1998).

6.2.2 Influência do Meio Sobre o Banco de *Typha domingensis*

A expansão do banco de *T. domingensis* no rio se dará tanto com a dispersão das sementes ao vento, quanto por brotamento. É um processo mais lento frente a capacidade de expansão de *P. stratiotes*, e não está sujeito à mesma variação sazonal em sua área de cobertura, dada sua fixação no substrato. Nas áreas cobertas pelos bancos de Taboa, a profundidade do rio é de aproximadamente 30 cm, razão pela qual a espécie tem condições de cobrir todo o leito do rio, de uma margem à outra, permeada pelo gênero *Braquiaria* sp. Sua reprodução também é facilitada por variáveis de origem antrópica que atuaram na transformação desta sub-bacia, pois além da oferta de nutrientes, as obras que retinizaram o rio Papaquara em meados de 1940, provocaram processos erosivos que impactaram a profundidade do leito (FIDÉLIS, 1998). Profundidades entre 20 a 30 cm geralmente favorecem o domínio da Taboa em áreas úmidas (GRACE, 1989; NEWMAN et al. 1996). O assoreamento também é produto da acumulação da matéria orgânica no fundo, presente em excesso no rio, tanto pelo lançamento de efluentes, quanto pelo próprio montante de biomassa vegetal das macrófitas em processo de degeneração. Na figura 31, elucida-se o conjunto de forças que influenciam a dinâmica dos bancos de macrófitas no rio Papaquara.

Figura 31 – Forças atuantes na dinâmica dos bancos de macrófitas do rio Papaquara, Florianópolis - SC.



Fonte: Elaborado pela autora e Claudinei Rodrigues (2020).

6.2.3 Influência das Macrófitas Sobre a Dinâmica do Meio

Da mesma forma que a dinâmica do meio afeta a população de macrófitas, a população de macrófitas também pode, de diferentes formas, afetar a dinâmica do meio. A grande massa vegetal formada pelos bancos de *P. stratiotes* e *T. domingensis* interceptam o fluxo d'água, diminuindo a velocidade da corrente. Como consequência, também alteram a distribuição dos sedimentos que são transportados pelo rio. A presença dos bancos de *T. domingensis* é associada ao assoreamento das áreas onde se encontram, tanto pela interceptação dos sedimentos, quanto pelo acúmulo de matéria orgânica, que é produto da serrapilheira em degeneração (BANSAL et al., 2019). Entre os trechos observados, a área ocupada pelos taboais são as mais rasas do rio Papaquara. Fixadas no substrato, a alta densidade de plantas representa uma barreira natural que atua na retenção de parte dos sedimentos naquele local, promovendo assim, seu contínuo assoreamento. A diminuição da velocidade da corrente também acaba favorecendo a própria expansão e permanência dos bancos de *P. stratiotes* em determinado local, enquanto o assoreamento do rio, favorece a expansão de *T. domingensis*. Neste aspecto, se estabelece um processo retroalimentativo.

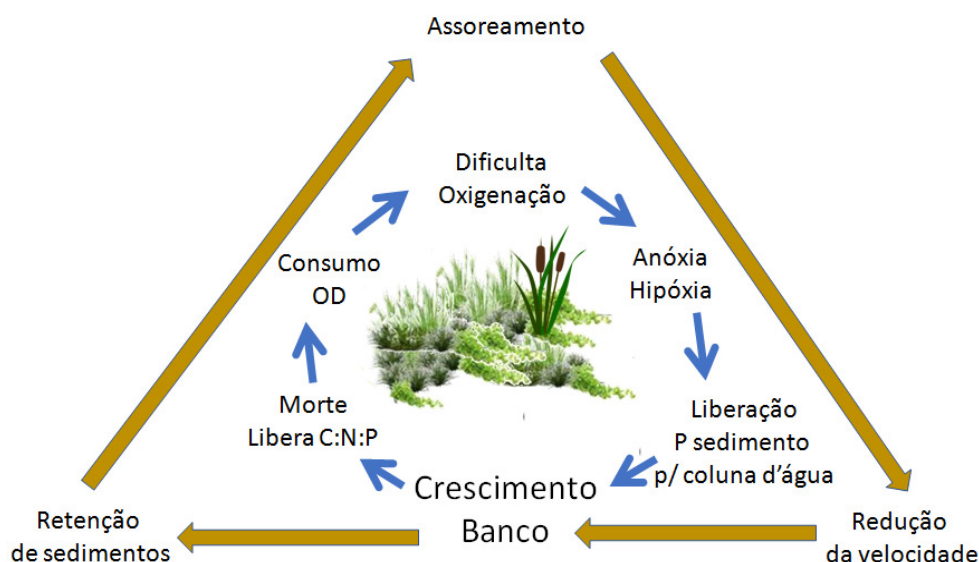
O banco de gramíneas comumente observado no ponto “C”, também atua na diminuição da velocidade da corrente, ajudando a intensificar o processo de assoreamento daquele ponto. Attionu (1976) observou que grandes extensões cobertas de *P. stratiotes* reduziram ou impediram completamente a circulação das águas no lago Volta. Gurnell et al. (2006), avaliando a interação entre as variáveis físicas do rio Frome - Inglaterra, e os bancos de macrófitas, concluíram que o crescimento sazonal de plantas aquáticas tem impactos importantes sobre a resistência ao fluxo, velocidades de fluxo e dinâmica dos sedimentos, alterando drasticamente o padrão espacial dos mesmos, e assim, a dinâmica morfológica do canal. Segundo os autores, a resistência ao fluxo mantém os níveis de água mais elevados no verão, e há deposição irregular de sedimentos finos que contribuem com os processos de erosão/ agregação da margem nos locais onde as macrófitas se encontram, sobretudo as emergentes.

Observações de campo e laboratório realizadas por Attinou (1976), mostram que o extenso e denso tapete formado por *P. stratiotes* altera marcadamente o estado físico-químico do meio, impedindo a passagem de luz e tornando a água pobre em oxigênio. Em estudo realizado por Sridhar e Sharma (1985), constatou-se baixos níveis de oxigênio em lago coberto por bancos de *P. stratiotes*, o que os autores consideraram ser resultado da entrada de água rica em matéria orgânica, à cobertura da superfície por *P. stratiotes* e à decomposição

dessas plantas, o que também contribui para a formação de lodo no fundo do lago. O processo de decomposição da biomassa das macrófitas reduz a disponibilidade de oxigênio à vida aquática, afetando, conseqüentemente, a biodiversidade local (LANGELAND; BURKS, 2008). De acordo com Esteves (2011), a medida que se elevam os níveis de nutrientes e de produção primária, decaem os níveis de oxigênio e de biodiversidade.

No rio Papaquara, os níveis de oxigênio registrados apontam estados de hipoxia e anoxia, sobretudo no trecho ocupado pelas macrófitas. Além da perda dos usos múltiplos da água, os bancos de *P. stratiotes* ainda pode servir de abrigo e local de reprodução de mosquitos vetores de doenças, trazendo riscos à saúde pública. Na Figura 32, elucidam-se os impactos e a dinâmica retroalimentativa da eutrofização artificial no rio Papaquara.

Figura 32 - Impactos da eutrofização artificial sobre o rio Papaquara, Florianópolis - SC.



Fonte: Elaborado pela autora e Claudinei Rodrigues (2020).

Destaca-se, no entanto, que a presença das macrófitas neste sistema só está relacionada a impactos negativos em razão de sua elevada quantidade no rio. Como parte integrante do ambiente, também possuem importante papel ecológico. Aves próprias de ambientes úmidos são naturalmente encontradas sob a vegetação aquática, onde se alimentam de pequenos invertebrados (FARIAS et al., 2015). Neste estudo, observou-se um grupo de Jacanãs (*Jacana jacana*) se alimentando no banco de *P. stratiotes*. Grande quantidade de coleópteros também foram vistos sobre as folhas de *P. stratiotes* durante a coleta do mês de agosto, realizada por barco, e para os quais a espécie também representa uma fonte de alimento (Figura 33). Como já apontado, as macrófitas também fazem parte da dieta das capivaras, também presentes no rio Papaquara.

Figura 33 - Grupo de Jaçanãs (à esquerda) e coleópteros sob *P. stratiotes* (à direita) no rio Papaquara, Florianópolis - SC. *O QRcode acessa um vídeo produzido na área.



Fonte: Elaborado pela autora.

Estas observações demonstram que as macrófitas desempenham funções necessárias à manutenção da vida, participando do fluxo das cadeias alimentares que envolve cada uma das espécies observadas. Estas, por sua vez, também impactam a manutenção da vida de outras espécies presentes neste ecossistema, e assim por diante. Reforça-se, desta forma, que mesmo devido, o manejo dos bancos deve considerar a manutenção de uma parcela da população de macrófitas no meio, garantindo a continuidade das funções e serviços ecossistêmicos prestados pelas mesmas.

6.3 BIOMASSA E ESTOQUE DE P DAS MACRÓFITAS

Os valores de biomassa dos bancos de *P. stratiotes* variaram de 0,408 kg PS/m² a 0,940 kg PS/m², enquanto nos bancos de *T. domingensis* a variação foi de 1,72 kg PS/m² a 2,5 kg PS/m². Para nenhuma das espécies houve diferença significativa (Kruskall-Wallis $p \geq 0,05$) nas concentrações de PT entre as diferentes épocas do ano e pontos amostrais (Figura 34). Estas diferenças só se mostraram significativas (Kruskall-Wallis $\alpha = 0,05$, $p = 0,000260$) entre as duas espécies (Figura 35). O valor médio da concentração de PT em *P. stratiotes* e tecido foliar de *T. domingensis* foi de 0,79 mg/g PS $\pm 0,08$, e 0,62 mg/g PS $\pm 0,06$, respectivamente.

Figura 34 - Gráfico de dispersão das concentrações de fósforo total no tecido vegetal de *P. stratiotes* (A) e *T. domingensis* (B). Não há diferença significativa nas concentrações de fósforo entre os pontos amostrais ao longo do período de estudo.

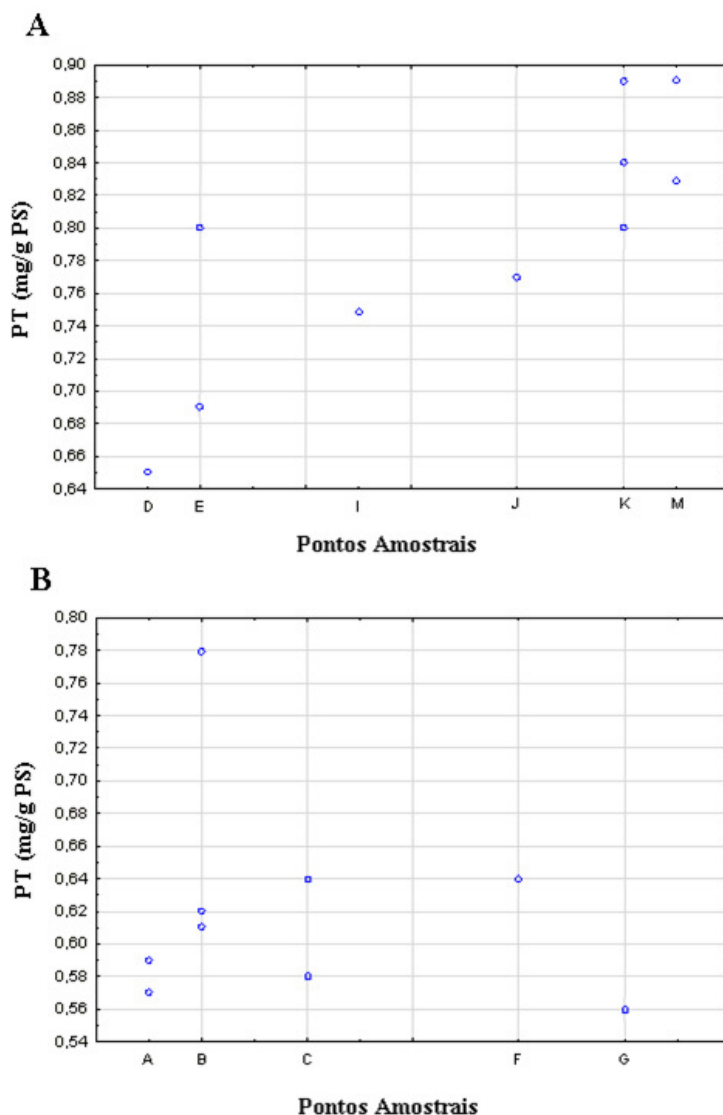
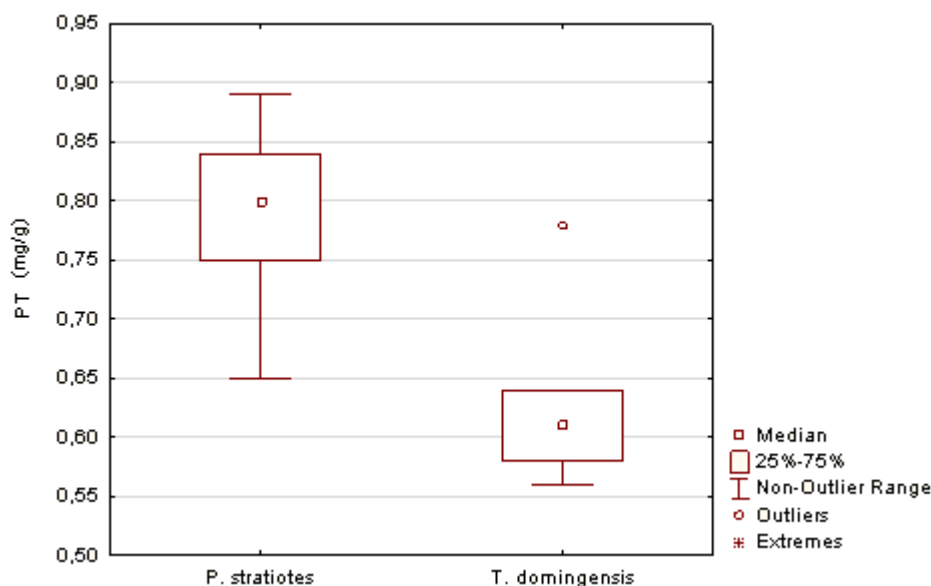


Figura 35 - Gráfico de caixa (boxplot), mediana, dispersão (quartis 25% e 75%), percentis 5 e 95 nos bigodes (whisker), outliers (valores atípicos) e dados discrepantes (asteriscos) para as concentrações de fósforo total no tecido vegetal de *P. stratiotes* e *T. domingensis*.



Considerando a variação da biomassa, o estoque de fósforo dos bancos fixos de *P. stratiotes* variou de 3,55 kg a 8,13 kg de fósforo (média = 5,19 kg). No banco sazonal (avança sazonalmente entre os pontos “C” e “E” - Figura 23), este valor varia de 3,48 kg a 7,97 kg (média 5,09 kg). Nos bancos de *T. domingensis*, os valores estão entre 4,13 kg e 6,00 kg (media 5,06 kg). Na Tabela 1, também se encontra o tamanho da área ocupada por cada banco, assim como seus respectivos valores médios totais de biomassa (peso seco).

Tabela 1 - Área de ocupação dos bancos de *P. stratiotes* e *T. domingensis* no rio Papaquara.

Banco	Espécie	Área (m²)	Biomassa (ton)
Banco 1	<i>P. stratiotes</i>	8.142,12	4,9
	<i>T. domingensis</i>	1.098,72	2,3
Banco 2	<i>P. stratiotes</i>	2.808,65	1,7
	<i>T. domingensis</i>	2.772,58	5,8
Banco Sazonal	<i>P. stratiotes</i>	10.736,60	6,4

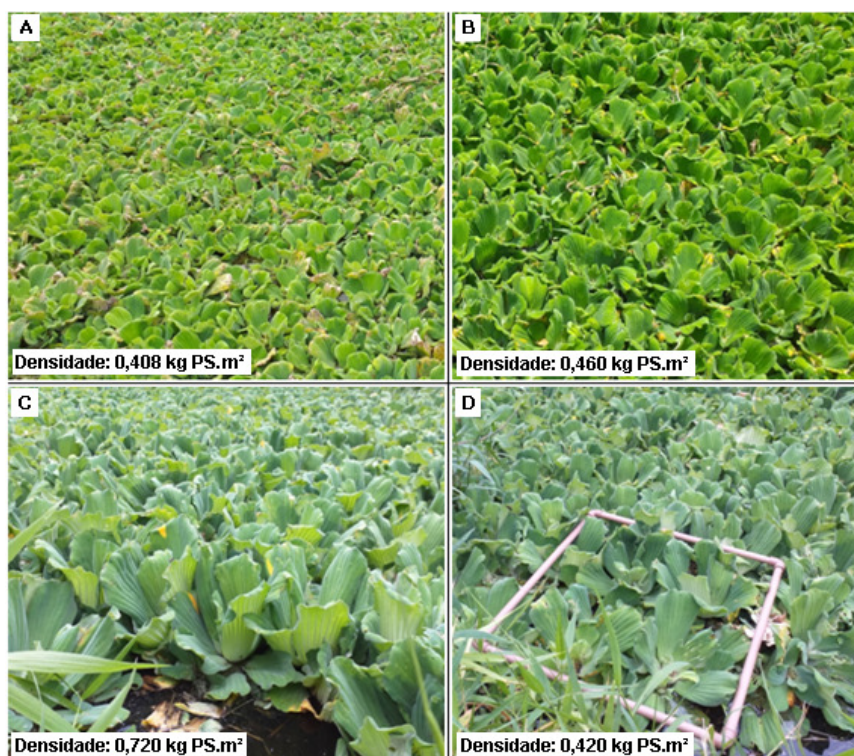
Fonte: Elaborado pela autora.

Variações nos valores de biomassa são esperadas, uma vez que a produtividade primária das macrófitas depende do nível de diversos fatores ambientais, tais como a radiação fotossinteticamente ativa, temperatura, teores de nitrogênio, fósforo e carbono inorgânico dissolvido no meio (CAMARGO, PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003). Variações mais

acentuadas, como as observadas para a biomassa de *P. stratiotes*, também podem ser influenciadas pela ação dos ventos e das marés, que de acordo com a direção e intensidade, podem exercer força de compressão sobre o banco, aumentando sua densidade. A densidade também pode aumentar quando as barreiras de gramínea são formadas, como demonstrado na Figura 27, em função do tempo em que o banco fica confinado. Quando a densidade de plantas é alta, a competição pela luz também se torna mais intensa, e o espaço mais restrito ao crescimento horizontal. Nessas situações, *P. stratiotes* investe energia no desenvolvimento das folhas, resposta que permite à planta maximizar sua área fotossintética. Consequentemente, passa a exibir rosetas maiores (SCULTHORPE, 1967; MADSEN 1991 apud COELHO; DEBONI; LOPES, 2005).

Esta modificação no desenvolvimento da espécie foi observada no rio Papaquara nos meses de janeiro e fevereiro (Figura 36). Em razão do local onde se encontram, do tamanho e suscetibilidade dos indivíduos ao deslocamento, também é possível considerar que ao longo do banco ocorra uma heterogeneidade nos níveis de densidade, o que explica os diferentes valores de biomassa encontrados no mesmo banco e mês de coleta (fevereiro), entre os pontos “D” e “E”, que se encontram a aproximadamente 100 metros de distância um do outro. Uma vez que as coletas são feitas em pontos acessíveis da margem, onde devido às reentrâncias, há maior variação na disposição das macrófitas, também pode ocorrer o distanciamento da melhor representatividade do banco. De acordo com observação visual em campo, e como elucidado na Figura 36, no ponto “D”, as macrófitas da margem apresentam maior distanciamento entre si, com folhas mais abertas no sentido horizontal. No entanto, conforme se avança para a região central do leito, as macrófitas apresentam a mesma configuração do ponto “E”, com folhas mais verticalizadas e menor espaçamento entre os indivíduos. Também se observou aumento no tamanho dos indivíduos no verão, o que pode estar relacionado à elevação da temperatura e fotoperíodo. Segundo Cancian et al. (2009), os valores que mais influenciam o crescimento de *P. stratiotes* ocorre aos 25 °C em fotoperíodo de 12 horas. O aumento da pressão sobre a bacia hidrográfica, que ocorre em função do acréscimo da população na temporada, também faz elevar a carga de nutrientes no rio (SILVA, 2015).

Figura 36 - Variação na densidade e tamanho dos indivíduos nos bancos de *P. stratiotes* ao longo do período de estudo. Banco 1 no mês de ago/2019 (A) e out/2019 (B); banco 2 no mês de fev/2020 no ponto “E” (C) e “D” (D).



Fonte: Elaborado pela autora.

Quanto à concentração de fósforo na espécie *P. stratiotes*, os valores obtidos nesse estudo são similares aos resultados encontrados por Aprile e Bianchini (2003), que registraram variação entre 0,7mg P/g PS e 1,3mg P/g PS, e estão abaixo dos valores comumente observados na literatura, entre 1mg/g PS e 5mg/g PS (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2002; SRIVASTAVA et al., 2009; SHARDENDU et al., 2012; HADAD; MAINE, 2007; AOI; HAYASHI, 1996; QIN et al., 2016; RAO; REDDY, 1984; LOPES-FERREIRA, 2000; SEBALOS, 2008). Com relação à espécie *T. domingensis*, as concentrações de fósforo encontradas neste estudo estão mais próximas aos menores valores obtidos por Marques (2015), que registrou uma variação entre 0,51 mg/g PS e 2,1 mg/g PS (média=0,953mg/g PS). Resultados de outros estudos transitam na faixa de 0,95 mg/g PS a 4,4 mg/g PS, e fazem referência tanto aos ambientes naturais quanto artificiais, onde a espécie é utilizada na fitorremediação de águas residuais (BELARMINO et al., 2016; PELISSARI et al., 2019; BRASIL et al., 2007; FREITAS, 2006; FIA et al., 2011). As espécies de plantas aquáticas têm diferentes capacidades de remoção de nutrientes devido às suas propriedades biológicas específicas, como taxa de crescimento e tipos de raízes

(CHANG, 2007). Já as variações intraespecíficas¹⁷ nas concentrações de fósforo estão associadas às diferentes condições tróficas dos ambientes aquáticos, que influenciam as taxas de crescimento e o conteúdo de nutrientes nos tecidos vegetais (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006).

Para além da concentração de nutrientes no meio, a absorção realizada pelas plantas também depende de sua disponibilidade, e ainda pode ser influenciada pela razão existente entre nitrogênio e fósforo (LORENZEN et al., 2001). Estudo realizado por estes últimos autores, indica que as taxas de acumulação de nutrientes em *T. domingensis* foram limitadas pelos ajustes das plantas a uma demanda reduzida de N e pela disponibilidade de P. Algumas pesquisas envolvendo a macrófita aquática flutuante *Eichhornia crassipes* reportam que as melhores taxas de absorção de nitrogênio e fósforo ocorre quando a razão N:P fica entre 2,3 e 5 (REDDY; TUCKER, 1983; SATO; CONDO, 1981; PETRUCIO; ESTEVES, 2000). No rio Papaquara, Rodrigues (2016) registrou razão N:P de 32,8 (valor mediano NT:PT) e de 7,3 (valor mediano NID:PID). Mahujchariyawong e Ikeda (2001) também relatam que o tempo de detenção hidráulica influencia a captura de nutrientes realizada pela espécie.

A absorção de fosfato pelas plantas também pode ser afetada pela concentração de zinco no meio (ZHU; SMITH; SMITH, 2001; HUANG et al., 2000), assim como pelas suas condições físico-químicas e biológicas. Analisando a eficiência da fitorremediação realizada pelas macrófitas em ilhas flutuantes, Chang (2007) aponta para a relevância do trabalho das bactérias associadas às raízes desses vegetais, mostrando como fatores como OD, T° e pH podem influenciar muitos processos físicos, químicos e biológicos no corpo d'água. Por esse motivo, elas são consideradas condições físico-químicas críticas para o desempenho operacional desses sistemas. Um maior valor de OD pode diminuir a desnitrificação, e a T° e pH afetar as atividades das bactérias e plantas. Segundo o autor, para um melhor desempenho, o pH deve ser controlado na faixa de 6,5-8,5, a T° deve estar entre 15°C e 28°C, e o OD deve ser controlado de acordo com a meta de remoção de poluentes.

Estudo realizado por Qin et al. (2016) demonstrou que o peso da raiz de *P. stratiotes* possui correlação positiva com a concentração de OD na água e taxa fotossintética das folhas, sendo que este órgão desempenha importante papel na assimilação de nutrientes (YANG et al., 2012). Tendo em vista os baixos teores de OD nas áreas de distribuição das macrófitas no rio Papaquara, pode-se considerar que a possibilidade de um menor desenvolvimento das

¹⁷ Se refere à variação entre indivíduos de uma mesma espécie, e pode ser entendida como o produto da variabilidade genética, de processos epigenéticos e da plasticidade fenotípica (a capacidade que um genótipo tem de expressar diferentes fenótipos quando submetido a uma variação ambiental). Fonte: (ASSIS, 2016).

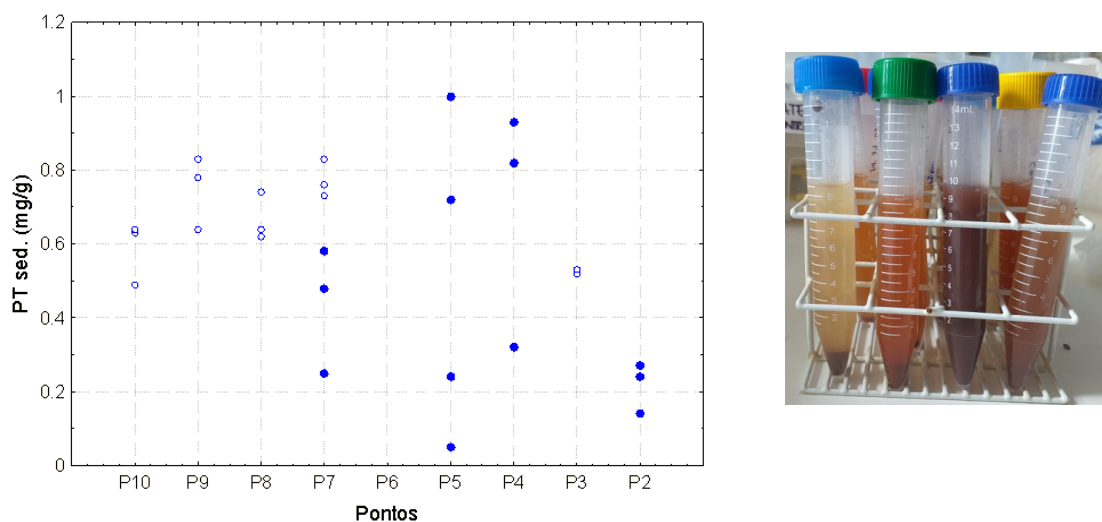
raízes, e assim, de uma menor área de contato, também seja um dos fatores a influenciar uma menor concentração de fósforo nos bancos. DeLaune, Jugsujinda e Reddy (1999), avaliando o efeito do oxigênio na absorção de P por *T. domingensis*, demonstraram que nos tratamentos anaeróbicos a absorção de P foi consideravelmente menor. A elevada razão N:P da água do Papaquara também poderia explicar os baixos valores de P na biomassa das macrófitas.

6.4 CONCENTRAÇÃO DE P NO SEDIMENTO

No sedimento, a concentração de PT variou de 0,05 a 1 mg P/g PS. Diferentemente dos dados relacionados à qualidade da água, levantados por diversos pesquisadores e instituições ao longo dos anos, a análise da qualidade do sedimento foi realizada pela primeira vez no ano de 2013/2014 por Silva (2015), bem como pelo presente estudo. No trabalho de Silva (2015), observa-se uma menor oscilação nos valores de PT por ponto e entre os pontos amostrais ao longo do tempo, enquanto no presente estudo essas oscilações se mostram mais acentuadas (Figura 37). Ressalta-se, no entanto, que além de diferenças na metodologia utilizada, o resultado pode ser influenciado pela composição do sedimento. Embora se observe grande quantidade de lodo no fundo do rio Papaquara, em coletas realizadas na margem podem predominar os grãos de areia na amostra, como observado sobretudo para os pontos P2 e P7.

Como observado em estudo realizado por Pagliosa (2005), sedimentos com níveis elevados de areia tem pequenas áreas de superfície, e assim, menos importância no processo de adsorção. Em contrapartida, sedimentos com níveis elevados de matéria orgânica e, consequentemente, hidróxidos de Fe e Al, têm grande capacidade de adsorver o P. A coloração das amostras de sedimento, conforme demonstrado na Figura 37, ilustra essa diferenciação na composição do sedimento. Oscilações nas concentrações de PT do sedimento também podem ser resultado das variações nos níveis de oxigênio, regulando o processo de oxidorredução que promoverá a adsorção do P ao sedimento ou a liberação do P à coluna d'água (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Figura 37 - Gráfico de dispersão das concentrações de fósforo total no sedimento (esquerda) e evidência da diferença na composição do sedimento através da coloração da amostra (direita). As esferas preenchidas fazem referência aos resultados obtidos no presente estudo.



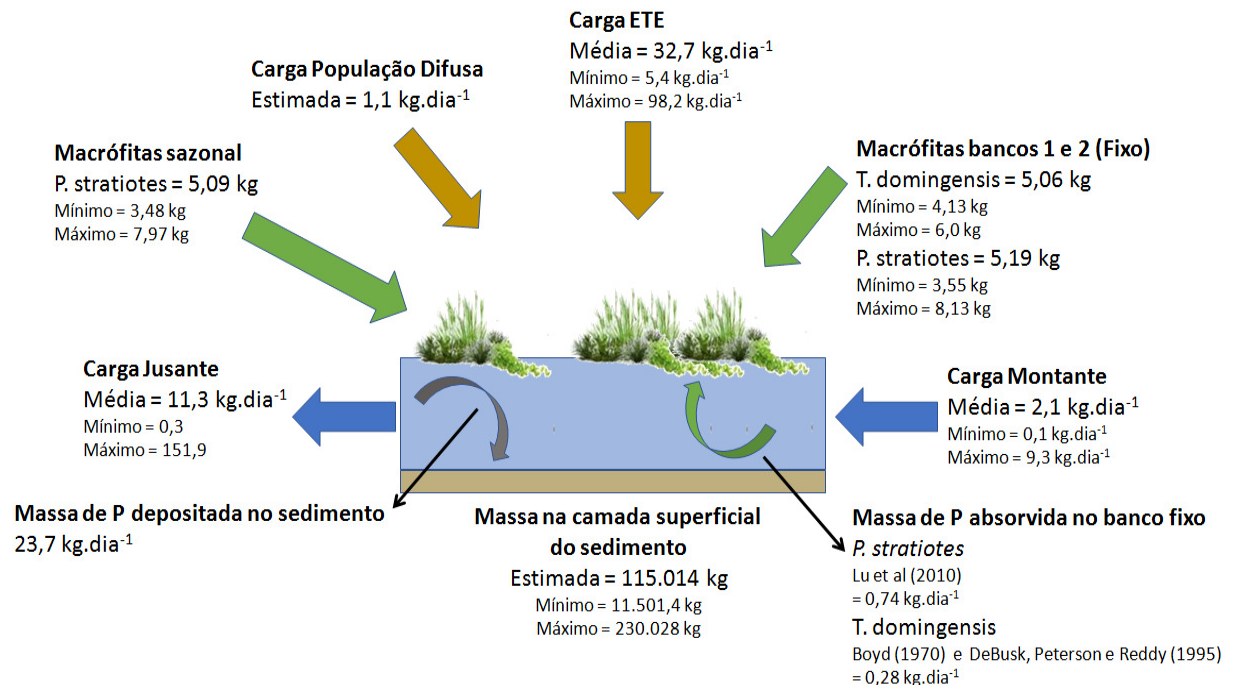
6.5 BALANÇO DE FÓSFORO NA ZONA DE RIO DO PAPAQUARA

Apenas 2,5% do total diário de P que adentra o sistema é absorvido pelos bancos das macrófitas. Deste valor, 2,0% é absorvido da coluna d'água pelos bancos de *P. stratiotes*, e 0,5% é absorvido do sedimento pelos bancos de *T. domingensis*. Apesar da reduzida concentração de OD na área, com predominância das condições de hipóxia (Figura 15), estima-se que 66,2% do montante diário de P que adentra o sistema é depositado no sedimento, enquanto 31,3% é exportado para a região à jusante. O resultado corrobora com o encontrado por Silva (2015). A autora também observa que embora a condição redutora de um ecossistema como a observada no rio Papaquara possa favorecer a dessorção de fosfato fracamente adsorvido ao sedimento (BEST; WITHER; COATES, 2007; WONG et al. 2011), sua deposição se mostra predominante na ZR do rio Papaquara, principalmente na área que recebe o efluente da ETE. O que pode neste caso estar influenciando a deposição do P é o nível do pH. Altos níveis de matéria orgânica no sedimento diminuem o pH, levando à redução dos hidróxidos de Fe e Al e à deposição do P (FRANZEN, 2009).

Estudo realizado por Prastka et al. (1998) sugere que estuários poluídos tendem a servir mais como depósitos de P, enquanto estuários não poluídos tendem a servir mais como fontes de P para as áreas costeiras. Comparando a qualidade do sedimento em rios urbanizados e não urbanizados, Pagliosa (2004) também observou que a concentração de PT no sedimento se mostrou duas vezes maior em rios urbanizados. Os efluentes lançados pelas Estações de Tratamento de Esgoto contribuem com 50% a 90% das entradas anuais de nutrientes em bacias hidrográficas de todo o mundo (HAGGARD; STANLEY; STORM, 2005), e no rio Papaquara, a maior contribuição do aporte de P provém da ETE Canasvieiras, com média de $32,7 \text{ kg.dia}^{-1}$ (Figura 38). Perez et al. (2017) observaram que devido ao baixo escoamento do canal onde é lançado o efluente da ETE, uma parte do fósforo total particulado (PTP) sofre decantação, enquanto o restante é retido pela barreira das macrófitas. Estes autores concluem que devido a influência da maré, há uma divisão evidente do rio em duas regiões diferentes. Na zona de rio, onde a salinidade é zero, a relação entre as frações de fósforo e o uso e ocupação da bacia é mais evidente, assim como a interação com a presença de algas e plantas.

Observa-se ainda que não obstante a predominância da deposição do P no sedimento, as concentrações de P na coluna d'água continuam altas (Figura 15).

Figura 38 - Carga de P_T de montante a jusante, influência da carga antrópica de P_T difusa e pontual, quantidade de P_T na camada superficial do sedimento, estoque de P_T nas macrófitas, quantidade diária de P absorvida pelos bancos de *P. stratiotes* e *T. domingensis* e depositada ao sedimento.



Fonte: Elaborado pela autora e Claudinei Rodrigues (2020).

Com a efetiva remoção de P do efluente tratado por processos físico-químicos, seria possível reduzir 91% da carga total de P que adentra o sistema diariamente. No entanto, mesmo que o aporte diário de P das fontes externas seja interrompido, a coluna d'água poderá continuar apresentando elevadas concentrações desse elemento, o que continuaria alimentando o intenso processo de eutrofização. Haggard, Stanley e Storm (2005), avaliando os efeitos do lançamento de efluentes por uma ETE com tratamento secundário no rio Columbia Holow - EUA, sugerem que mesmo se o teor de P do efluente fosse substancialmente reduzido, os efeitos da ETE persistiriam por algum tempo, pois o P armazenado no sedimento é liberado de volta para a coluna de água, perpetuando os efeitos do enriquecimento de fonte pontual. Neste sentido, atenta-se que as ações de gestão sobre a área também devam considerar a remoção do sedimento acumulado no fundo, que possui ao menos um metro de profundidade na área do banco 1 de *P. stratiotes*. Eliminadas as fontes pontuais e difusas de poluição, e removido o sedimento, o potencial de fitorremediação das macrófitas pode ser utilizado para atenuar a carga de P remanescente no rio.

6.6 POTENCIAL DO MANEJO À MELHORIA DA QUALIDADE AMBIENTAL E RECUPERAÇÃO DE RECURSOS DO RIO PAPAQUARA

A coleta quinzenal dos bancos de *P. stratiotes* representaria uma recuperação de 6 kg de fósforo por mês, enquanto a coleta dos bancos de *T. domingensis* representaria uma recuperação de 8,3 kg a cada trimestre. Anualmente, o manejo dos bancos de *P. stratiotes* e *T. domingensis* renderia uma recuperação de 105 kg de fósforo, sendo 68,6% recuperados da coluna d'água, através dos bancos de *P. stratiotes*, e 31,4% do sedimento, pelos bancos de *T. domingensis*. O valor total de P recuperado pelas macrófitas representa apenas 0,6% do montante anual de P descarregado na ZR do rio Papaquara. A coleta dessas plantas evitaria a decomposição de 85,2 toneladas (PS) de biomassa ao ano, sendo 61,7% referente ao manejo dos bancos de *P. stratiotes*.

6.6.1 Proposições de Manejo

Considerando que o potencial de fitorremediação das macrófitas é insuficiente para reduzir de forma significativa a carga de P da ZR, entende-se necessária medida que impeça o avanço do banco sazonal de *P. stratiotes*. Esta medida pode consistir na implementação de barreiras de contenção no ponto “C” (Figura 23), cuja confecção pode inclusive ser realizada através do reaproveitamento de materiais, como ilustrado na Figura 39.

Figura 39 - Modelos de barreiras de contenção de resíduos e plantas aquáticas.



Fonte: Aguilera (2019); Martins (2017); Projeto Rio Tigre (2014); Elastec (s/d).

Por configurar técnica de menor impacto ambiental, acredita-se que o manejo das macrófitas deva ser realizado manualmente, assim como ocorre em um canal do bairro de

Jurerê¹⁸. O montante de biomassa a ser retirado dos bancos de *P. stratiotes* a cada coleta é equivalente a aproximadamente metade do banco (5.370 m²). Em termos práticos, e de acordo com a extensão que eles ocupam (aprox. 1.060 m), significa que cada coleta deverá manter cerca de 2,5 metros de vegetação em cada margem do rio.

Uma vez que as macrófitas tenham sido retiradas do rio, sua biomassa pode ser aproveitada. Embora a biomassa das macrófitas aquáticas apresente potencial de uso para diversos fins, a sua disposição em aterro sanitário é a ação mais empregada no Brasil (POMPÊO, 2017). Para o autor, isso pode ser entendido como um desperdício de recursos, e considera mais interessante propor formas de aproveitamento da biomassa, através da qual se pode inclusive oportunizar a geração de emprego e renda. Deste modo, e visando o aproveitamento do fósforo, a produção de composto a partir da biomassa das macrófitas pode representar uma opção ambiental, tecnológica e economicamente viável para o seu descarte. De acordo com Lee et al. (2017), a compostagem é uma das tecnologias de baixa emissão de carbono com implicações econômicas, sociais e ambientais significativas. Resultados do experimento realizado por Gusain, Pandey e Suthar (2018), que avaliaram a qualidade do composto produzido com *P. stratiotes*, sugerem que a compostagem pode ser uma opção mais limpa para converter a biomassa das macrófitas em matéria de valor agregado para programas agrícolas sustentáveis. Os altos valores nutritivos e a presença de outros materiais (fibras, proteínas, lipídios, carboidratos, minerais, vitaminas, etc.) também a tornam um recurso biológico industrial valioso (SUTHAR et al., 2017; GHANI, 2003; KHAN et al., 2014).

Assim, e uma vez comprovada a adequação do biofertilizante aos parâmetros exigidos em legislação, o mesmo poderá ser utilizado para atendimento das demandas locais. Observa-se que as concentrações dos metais pesados Cu, Pb e Zn no estuário do rio Ratonos se mostraram abaixo do nível limite para gerar efeitos adversos na comunidade biológica (PAGLIOSA; FONSECA.; BARBOSA, 2006). Os autores atribuíram a baixa concentração de metais à ausência de uma fonte pontual de poluição e /ou à baixa atividade industrial na área. Deste modo, e considerando a ausência de atividades industriais que na sub-bacia do rio Papaquara pudessem justificar uma contaminação por metais, espera-se que as suas concentrações não venham a representar impeditivo para a utilização das macrófitas como biofertilizante. Esta previsão, no entanto, não exclui a necessidade de futuras análises de micropoluentes na biomassa, como metais e fármacos que podem estar presentes no esgoto e na drenagem urbana.

¹⁸ Informe comunicado por funcionário da Estação Eológica de Carijós.

Através das leis já aprovadas no município, dos projetos em vista de execução e dos programas em andamento, Florianópolis também se mostra equiparada para sustentar um programa de manejo visando a reciclagem do P através da produção do composto. A Lei 10.501/2019, que dispõe sobre a obrigatoriedade da reciclagem de resíduos sólidos orgânicos no município de Florianópolis, e a Lei 21.723/2020, que dispõe sobre o Programa Municipal de Agricultura Urbana - Programa Cultiva Floripa, impulsionam o movimento e evolução destas práticas na capital. Florianópolis também passará a pagar as comunidades pela realização dos serviços de compostagem de resíduos sólidos urbanos¹⁹, o que possibilitará o tratamento dos resíduos no local onde eles são gerados, reduzindo consideravelmente os custos com transporte. Cordell et al. (2011) apontam que uma das maiores limitações à recuperação do P nos municípios, normalmente proveniente das Estações de Tratamento de Esgoto para produção de fertilizante, é o custo do transporte ao consumidor final, inviabilizando muitos projetos relacionados à reciclagem desse elemento. Florianópolis, no entanto, ao integrar as ações de compostagem ao Programa Cultiva Floripa, visa aproveitar o fertilizante gerado na produção local através da agricultura urbana. De acordo com a Lei 21.723/2020 (grifo nosso):

§ 1º O Cultiva Floripa promoverá práticas agroecológicas que envolvam a produção, o agro extrativismo, a coleta, a transformação e a prestação de serviços, de forma segura, para gerar produtos voltados ao consumo próprio, trocas, doações ou comercialização, **aproveitando e reaproveitando, de forma eficiente e sustentável, os recursos e insumos locais.**

§ 2º **As práticas agroecológicas em meio urbano deverão contemplar a melhoria das condições nutricionais e de saúde, de lazer, de saneamento, valorização da cultura, interação comunitária, educação ambiental, cuidado com o meio ambiente, função social do uso do solo, geração de emprego e renda, turismo de base comunitária, melhoria urbanística da cidade e sustentabilidade.**

A capital também visa replicar o modelo da Fazenda Urbana implementado no município de Curitiba²⁰, que reúne numa área de 4.435 m² mais de 60 variedades agrícolas orgânicas cultivadas, com a produção de frutas, legumes e verduras, além de ervas, temperos,

¹⁹ A iniciativa foi anunciada em webinar online do Grupo Interinstitucional sobre Gestão de Resíduos Sólidos (GIRS). Disponível em: <<https://www.youtube.com/watch?v=NK37Mt2kLZo&t=2839s>>.

²⁰ FLORIANÓPOLIS. Prefeituras de Florianópolis e Curitiba planejam convênio para troca de experiências. Disponível em: <<http://www.pmf.sc.gov.br/mobile/index.php?pagina=notpagina¬i=22668>>.

chás e plantas alimentícias não convencionais (Pancs). Em sua primeira colheita, a Fazenda Urbana fez doação de alimentos a 80 famílias²¹.

Desta forma, o biofertilizante produzido através da biomassa das macrófitas poderá ser útil ao enriquecimento do composto produzido nos pátios comunitários de compostagem, tendo como fim a produção de alimentos através da agricultura urbana. De acordo com a viabilidade do material, poderá servir à fertilização do solo para produção de hortaliças ou para o cultivo de pomares, ou ainda para plantio de mudas nativas em áreas de recuperação ambiental. Esta última opção foi executada pela Companhia Piratininga na recuperação da mata ciliar do reservatório Salto Grande, onde utilizou-se como fertilizante a biomassa seca moída da espécie *P. stratiotes* (TANAKA, 2009). Como benefício, o manejo das macrófitas geraria emprego e renda, e possibilitaria a elevação das concentrações de oxigênio nas águas do rio Papaquara. Integrado aos programas citados, também viria a contribuir com a segurança alimentar da comunidade local. Dessa forma, os programas se complementariam, formando uma cadeia de valor agregado alinhada às demandas do desenvolvimento sustentável.

Esta é uma forma de buscar soluções à eutrofização artificial dos rios urbanos, visando a melhoria da qualidade ambiental do corpo aquático atingido e a destinação final mais apropriada à biomassa, neste caso a compostagem para reciclagem de outro recurso limitado, o fósforo. Estas iniciativas, no entanto, devem ser trabalhadas em conjunto com as medidas que erradiquem esse problema no município, o que inclui tornar as próprias Estações de Tratamento de Esgoto em nova fonte de recuperação desse elemento, tornando o saneamento ambiental mais atrativo dos pontos de vista econômico e de sustentabilidade (EL WALI, GOUROUBARY, KRASLAWSKI, 2019). Também existe um alto potencial para a recuperação de P de fontes secundárias, tais como farinhas de carne e ossos, chorume de suínos, resíduos industriais e outros (SMOL, 2019). O autor aponta a necessidade de identificação do potencial de recuperação de P de diferentes fluxos de resíduos, assim como o desenvolvimento de soluções de engenharia ambiental que possibilite a recuperação nas diferentes fontes identificadas. Tratando-se do quadro local, a recuperação do P das Estações de Tratamento de Esgoto não significa que os efluentes residuais poderão ser lançados em qualquer corpo aquático, pois nem todos apresentam capacidade de suporte para recebê-los, como é o caso do rio Papaquara. Estes efluentes deverão ser orientados para corpos receptores

²¹ CURITIBA. Disponível em: < <https://www.curitiba.pr.gov.br/noticias/fazenda-urbana-faz-primeira-colheita-e-doa-alimentos-para-o-mesa-solidaria/56625>>.

que suportem as vazões eliminadas pela Companhia, visando o menor impacto socioambiental possível.

É de extrema importância a gestão estratégica dos recursos hídricos e as tomadas de decisões integradas visando a recuperação de corpos aquáticos eutrofizados por meio do controle do aporte de fósforo, além do desenvolvimento de tecnologias que viabilizem a recuperação do fósforo presente tanto na água como no sedimento de ambientes eutrofizados. Tais medidas podem simultaneamente promover a recuperação de recursos hídricos e garantir a segurança alimentar, seja na disponibilização de água de melhor qualidade ou por viabilizar o uso agrícola de fósforo recuperado de ambientes eutrofizados. (PANTANO et. al, 2016, pág 735).

Além dos ganhos ambientais relacionados à melhoria da qualidade ambiental do rio e reciclagem do P, a operação como um todo viria promover benefícios nos níveis econômico e social, e a representar, portanto, o desenvolvimento de um trabalho que opera sob a ótica da sustentabilidade. No nível ambiental, na aplicação de técnicas, procedimentos e materiais de menor impacto sobre o meio, assim como na conservação e preservação de ecossistemas, de forma a garantir a manutenção de suas funções ecológicas e serviços por elas oferecidos. No nível social, na melhoria das condições de vida, garantindo a todos o acesso a um ambiente capaz de promover saúde, lazer, emprego e renda. E no nível econômico, na estruturação de um sistema que se desenvolva de acordo com a capacidade de suporte do meio, o que também envolve um modelo circular e de baixo carbono²². No Quadro 4, se encontra um resumo das informações pertinentes à gestão das macrófitas aquáticas do rio Papaquara, Florianópolis - SC.

²² Baixo carbono é a expressão de ordem para a economia do século XXI e significa inovar processos produtivos e soluções tecnológicas que resultam em menor impacto sobre o clima do planeta, com destaque para a busca de eficiência e alternativas energéticas, redução de emissões e gestão em sustentabilidade. Fonte: FGV, 2012. Disponível em: <<http://gvces.com.br/economia-de-baixo-carbono?locale=pt-br>>.

Quadro 4 - Resumo das informações pertinentes à gestão das macrófitas aquáticas do rio Papaquara, Florianópolis - SC.

Espécie	<i>P. stratiotes</i>	<i>T. domingensis</i>
Biomassa (kg PS/m²)	Média: 0,600 Mínimo: 0,408 Máximo: 0,940	Média: 2,11 Mínimo: 1,72 Máximo: 2,50
P no Tecido Vegetal (mg/ g PS)	Média: 0,79 Mínimo: 0,65 Máximo: 0,89	Média: 0,62 Mínimo: 0,56 Máximo: 0,78
Área do Banco (m²)	Banco 1: 8.142,12 Banco 2: 2.808,65 Banco Sazonal: 10.736,60	Banco 1: 1.098,72 Banco 2: 2.772,58
Biomassa do banco (ton/ PS)	Banco 1: 4,9 Banco 2: 1,7 Banco Sazonal: 6,4	Banco 1: 2,3 Banco 2: 5,8
Estoque de P no banco (kg)	Média: 5,19 Mínimo: 3,55 Máximo: 8,13	Média: 5,09 Mínimo: 3,48 Máximo: 7,97
Taxa de Crescimento* (m²/ dia)	358	-
Periodicidade Manejo (dias)	15	90
Recuperação Biomassa Manejo (ton/ PS)	Mensal: 4,38 Anual: 52,6	Trimestral: 8,15 Anual: 32,6
Recuperação P Manejo (kg)	Mensal: 6,0 Anual: 72,03	Trimestral: 8,24 Anual: 32,97
Medidas Relacionadas ao Manejo	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Capacitação da comunidade local (manejo); ✓ Coleta Manual; ✓ Aplicação de barreira de contenção no ponto "C" (Figura 19); ✓ Manter 2,5 metros da espécie <i>P. stratiotes</i> em ambas as margens do rio a cada coleta; ✓ Corte das folhas de <i>T. domingensis</i> a 30 cm do solo; ✓ Destinação da biomassa coletada ao Pátio de Compostagem Comunitário do bairro Ratoões (mais próximo - 10 km). 	
Valorização da Biomassa	Produção de biofertilizante a ser utilizado na complementação de insumos necessários ao cultivo de hortaliças e pomares (Fazenda Urbana) ou ainda no plantio de mudas nativas em projetos de recuperação de áreas degradadas.	
Benefícios do Manejo	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Melhoria da qualidade ambiental do rio Papaquara, Florianópolis - SC; ✓ Reciclagem do P; ✓ Geração de emprego e renda; ✓ Segurança alimentar; ✓ Recuperação de áreas degradadas (plantio de arbóreas nativas). 	
Outras Medidas Necessárias	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Eliminação das fontes poluentes do rio Papaquara; ✓ Análise de micropoluentes na biomassa das macrófitas; ✓ Implementação de Projeto Piloto no rio. 	

Fonte: Elaborado pela autora (2020). *Referente a avanço do banco sazonal no período de verão.

7 CONCLUSÃO

A ausência de um planejamento territorial orientado pela capacidade de suporte do meio deu origem à degradação ambiental do rio Papaquara, Florianópolis – SC, sendo a eutrofização artificial, evidência dessa degradação, um problema que afeta o rio Papaquara pelo período mínimo de 18 anos. A análise atual e pretérita da qualidade da água também evidencia um cenário crítico. A baixa concentração de oxigênio dissolvido foi observada em 77,3% das amostras coletadas ao longo de 15 anos de estudo sobre a área, e inclui quadros de hipoxia (34,2%) e anoxia (3,4%), sobretudo na região onde as macrófitas aquáticas se encontram. Assim como para o OD, a maioria das amostras relacionadas à concentração de PT e DBO ao longo do rio se encontraram fora dos parâmetros legais exigidos pela Resolução CONAMA 357/2005. Além de comprometer a qualidade ambiental da ESEC Carijós, Unidade de Conservação e Proteção Integral para onde o rio Papaquara escoar, o declínio da qualidade das águas torna o rio inadequado aos usos previstos em sua qualificação (classe 1 e 2), impossibilitando à sociedade o aproveitamento dos serviços ecossistêmicos que são naturalmente oferecidos pelos ambientes aquáticos, tais como: o alimento, a recreação de contato primário, a valorização do entorno e as atividades econômicas relacionadas à pesca.

Atualmente, as espécies de macrófitas mais abundantes neste sistema são representadas pelos bancos de *P. stratiotes* e *T. domingensis*, que cobrem juntos uma área de 14.822 m² do leito. De acordo com o avanço sazonal de um dos bancos de *P. stratiotes*, esta cobertura pode chegar a 25.558 m², cuja recorrência é observada sobretudo no verão. Além da elevação na temperatura e radiação solar, que favorecem o desenvolvimento dessas plantas, esta dinâmica coincide com a época de temporada na ilha, quando tem-se o aumento da população, e assim, da produção de esgoto e aporte de fósforo de origem difusa e pontual no rio (efluente tratado pela ETE Canasvieiras). Os bancos de macrófitas podem favorecer o assoreamento e diminuição da velocidade do rio, pois interceptam o fluxo da água e dos sedimentos, contribuindo conjuntamente com a produção de lodo pela decomposição da biomassa. Neste sentido, também se estabelece um processo retroalimentativo à eutrofização, pois além da constante oferta de nutrientes, o assoreamento do rio favorece a fixação dos bancos de *T. domingensis* no leito, enquanto a estagnação da água favorece a estabilidade dos bancos de *P. stratiotes*.

Quanto ao balanço da massa de P na Zona de Rio, estima-se que apenas 2,5% do total diário de P que adentra o sistema seja absorvido pelos bancos de macrófitas. Deste valor,

2,0% é absorvido da coluna d'água pelos bancos de *P. stratiotes*, e 0,5% é absorvido do sedimento pelos bancos de *T. domingensis*. Estima-se que 66,2% da carga diária de P seja depositada no sedimento, enquanto 31,3% é exportada para a região a jusante. A maior contribuição do aporte de P ao rio provém da ETE Canasvieiras, com média de 32,7 kg.dia⁻¹. Frente os impactos da urbanização neste ecossistema, atenta-se que as ações de gestão sobre a área devam considerar o lançamento de efluente em corpo receptor com capacidade de suporte para recebê-lo. A decisão faria reduzir 91% da carga total de P que adentra a Zona de Rio diariamente, além de impedir outros impactos sobre o sistema, como a redução da cunha salina. Dada a predominância da deposição do P no sedimento, órgãos responsáveis pela gestão da área também devem considerar a retirada do sedimento do rio, pois a volta do P à coluna d'água continuaria perpetuando os efeitos do enriquecimento das fontes difusa e pontual. Uma vez eliminadas as fontes poluentes, o potencial de fitorremediação das macrófitas pode ser utilizado para atenuar a carga de P remanescente no estuário.

O manejo dessas plantas evitaria a decomposição de 85,2 toneladas de biomassa ao ano, que poderia ser aproveitada para a produção de composto, uma opção ambiental, tecnológica e economicamente viável para o seu descarte. Este montante de biomassa representa uma recuperação estimada de 105 kg de fósforo, sendo 68,6% recuperados da coluna d'água, através dos bancos de *P. stratiotes*, e 31,4% do sedimento, pelos bancos de *T. domingensis*. Dado o valor do fósforo à subsistência humana, a reciclagem local do P para produção de biofertilizante configura uma medida inclusive necessária ao enfrentamento de uma crise global relacionada à escassez desse recurso. Essa reciclagem poderia ainda integrar-se a projetos em andamento ou em vistas de execução no município, como os pátios comunitários de compostagem e o projeto Cultiva Floripa, complementando os insumos necessários ao cultivo de hortaliças e pomares, de acordo com modelo de Fazenda Urbana a ser implementado na capital, ou ainda, no plantio de mudas nativas em projetos de recuperação de áreas degradadas. Assim, além de favorecer a elevação dos níveis de oxigênio no rio Papaquara, o manejo viria contribuir com a geração de emprego, renda e segurança alimentar da comunidade local.

Reforça-se, neste ponto, a importância da aplicação de um projeto piloto no rio Papaquara, considerando a possibilidade de sucessão ecológica com o manejo e de modificações nas taxas de crescimento influenciadas por alterações nas variáveis antrópicas e ambientais. O projeto permitiria visualizar a necessidade de possíveis reajustes relacionados à composição e quantificação da biomassa e fósforo a serem recuperados do rio ao longo do

tempo. O subsídio financeiro para sua aplicação e continuidade poderia, por sua vez, ser atribuído aos agentes envolvidos e interessados na melhoria da qualidade ambiental do rio e reciclagem do P. Entende-se, por fim, e de acordo com o cenário apresentado, que se as medidas necessárias à melhoria da qualidade do rio não forem tomadas, seu quadro de degradação se agravará ainda mais, intensificado pelo avanço da urbanização e consequente elevação de poluentes e de seus respectivos impactos sobre este ecossistema. É válido recordar que as manifestações populares e ações institucionais que visam a conservação desta sub-bacia também se esbarram na morosidade dos processos jurídicos, o que faz com que a melhoria da qualidade ambiental do rio Papaquara dependa da reestruturação do aparelho jurídico, pela qual se permita a aplicação de ações corretivas em menor prazo.

REFERÊNCIAS

- ABBASI, S. A.; NIPANEY, P. C.; PANHOLZER, M. B. Biogas production from the aquatic weed pistia (*Pistia stratiotes*). **Bioresource technology**, v. 37, n. 3, p. 211-214, 1991.
- ABDEL-GHANI, N. T.; HEGAZY, A. K.; EL-CHAGHABY, G. A. *Typha domingensis* leaf powder for decontamination of aluminium, iron, zinc and lead: Biosorption kinetics and equilibrium modeling. **International Journal of Environmental Science & Technology**, v. 6, n. 2, p. 243-248, 2009.
- ABDO, M. S. A.; DA SILVA, C. J. Nutrient stock in the aquatic macrophytes *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* in the Pantanal - Brazil. In: LIEBEREI et al. (Eds), 2000. **Neotropical Ecosystems: Proceedings of the German-Brazilian Workshop**, Hamburg 2002.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12772: Água - Determinação de Fósforo**. Rio de Janeiro, 1992, p. 3-8.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12614. Águas - Determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) - Método de Incubação (20°C, cinco dias)**. Rio de Janeiro, 1992. 5 p.
- ACSELRAD, H. A duração das cidades: sustentabilidade e risco nas políticas urbanas. In: **A duração das cidades: sustentabilidade e risco nas políticas urbanas**. 2001. p. 240-240.
- AGAMI, M.; REDDY, K. R. Competition for space between *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Pistia stratiotes* L. cultured in nutrient-enriched water. **Aquatic Botany**, v. 38, n. 2-3, p. 195-208, 1990.
- AGENDIA, P. L. et al. Production du compost à partir de la biomasse de " *Pistia stratiotes* ": l'épuration des eaux usées domestiques à Yaoundé (Cameroun). **Cahiers Agricultures**, v. 6, n. 1, p. 15-19 (1), 1997.
- AGUIAR, V. M. de C.; BAPTISTA NETO, J.A.; RANGEL, C. M. Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ, Brazil, a case study. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 1915–1919, 2011.
- AGUILERA, J. **Alunos da rede pública criam ecobarreira de retenção de lixo no Canal do ABC**. 2019. Fotografia. Disponível em: <https://jc.ne10.uol.com.br/canal/cidades/cienciamambiente/noticia/2019/05/14/alunos-da-rede-publica-criam-ecobarreira-de-retencao-de-lixo-no-canal-do-abc-378699.php>. Acesso em: 27 nov. 2020.
- AKKOL, E. K. et al. The potential role of female flowers inflorescence of *Typha domingensis* Pers. in wound management. **Journal of ethnopharmacology**, v. 133, n. 3, p. 1027-1032, 2011.
- ALIOTTA, G. et al. Potential allelochemicals from *Pistia stratiotes* L. **Journal of Chemical Ecology**, v. 17, n. 11, p. 2223-2234, 1991.

AOI, T.; HAYASHI, T. Nutrient removal by water lettuce (*Pistia stratiotes*). **Water Science and Technology**, v. 34, n. 7-8, p. 407-412, 1996.

APHA - American Public Health Association; AWWA - American Water Works Association; WEF - Water Environmental Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19^a ed. Washington, 1995. 1.223 p.

APRILE, F. M.; BIANCHINI JR, I. Adequação metodológica para determinação de fósforo total em macrófitas aquáticas e sedimentos. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 8, p. 57-64, 2003.

ASHLEY, K.; CORDELL, D.; MAVINIC, D. A brief history of phosphorus: from the philosopher's stone to nutrient recovery and reuse. **Chemosphere**, v. 84, n. 6, p. 737-746, 2011.

ASPILA, K.I.; AGEMIAN, H.; CHAU, A.S.Y. A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. **Analyst**, v. 101, p. 187-197, 1976.

ASSIS, M. V. **A variabilidade funcional intraespecífica de plantas de campos de altitude e suas relações com a amplitude de distribuição geográfica**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

ASTON, H. I. **Supplement to aquatic plants of Australia**. Australia: Melbourne University Press, 1977.

ATHIONU, R.N. **Eco-Physiological studies on *Pistia stratiotes* L. with special reference to its occurrence on the Volata Lak in Ghana**. 1970. Thesis (M. Sc. Degree) - University of Ghana, Ghana, 1970.

ATHIONU, R. H. Some effects of water lettuce (*Pistia stratiotes*, L.) on its habitat. **Hydrobiologia**, v. 50, n. 3, p. 245-254, 1976.

AWUAH, E. et al. Comparative performance studies of water lettuce, duckweed, and algal-based stabilization ponds using low-strength sewage. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A**, v. 67, n. 20-22, p. 1727-1739, 2004.

BANSAL, S. et al. Typha (Cattail) invasion in North American wetlands: Biology, regional problems, impacts, ecosystem services, and management. **Wetlands**, v. 39, n. 4, p. 645-684, 2019.

BARBIERI, G. M. C. **Rios e cidades: ruptura e reconciliação**. São Paulo: Editora Senac, 2019.

BAUMGARTEN, M. DA G. Z.; PAIXÃO, B. E. G. da. Uso do índice do estado trófico para avaliar a qualidade das águas do estuário da Lagoa dos Patos (RS). **Atlântica**, v. 35, n. 1, p. 5-22, 2013.

BECKER, B. K. A Geografia e o Resgate da Geopolítica, **Revista Brasileira de Geografia**, Ano 50, vol 2, IBGE, Rio de Janeiro. 1988.

BELARMINO, M. G. O papel da taboa, *Typha domingensis* Pers (Thyphaceae), na fitorremediação e como estocadora de carbono em lagoas costeiras eutrofizadas. 2016. In: V SEMINÁRIO REGIONAL SOBRE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS. **Anais [...]**. Macaé: Instituto Federal Fluminense, 2016.

BENASSI, R.F.; CAMARGO, A.F.M. Avaliação do processo competitivo entre duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* D.S. Mitchell. **Rev. Iniciação Científica**, v. 1, p. 59-66, 2000.

BENTO, L. F. J. **O papel das macrófitas aquáticas emersas sobre a dinâmica dos nutrientes nitrogênio e fósforo em lagos rasos tropicais**. 2008. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

BERTI, K. A. F. **Avaliação dos impactos ambientais devido ao uso de mecanismos de controle de macrófitas em reservatórios**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2013.

BEST, M.A.; WITHER, A.W.; COATES, S. Dissolved oxygen as a physic-chemical supporting element in water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**, v. 53, p. 53-64, 2007.

BIANCHI, T. S. **Biogeochemistry of estuaries**. New York, Oxford. 2007.

BIANCHINI JUNIOR, I. **Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas**. In: THOMAZ, S. M.; BINI, M. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: EDUEM, 2003. p. 85-126.

BICUDO, C. E.; TUNDISI, J. G.; SCHEUENSTUHL, M. C. B. (Ed.). **Águas do Brasil: análises estratégicas**. São Paulo: Instituto Botânica, 2010.

BINI, L.M.; THOMAZ, S.M.; MURPHY, K.J.; CAMARGO, A.F.M. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 415, p. 147-154, 1999.

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.

BLACK, C.A. **Soil-plant relationships**. New York: John Wiley & Sons, 1968.

BOTELHO, R. G.; TORNISIELO, V. L. Spatial and temporal assessment of chlorophyll a and the trophic state index in the Piracicava river São Paulo, Brazil. **Holos Environment**, v. 14, n. 2, p. 124-135, 2014.

BOYD, C. E. Chemical analyses of some vascular aquatic plants. **Archiv fur Hydrobiologie**, 1970.

BOYD, C. E. Vascular aquatic plants for mineral nutrient removal from polluted waters. **Economic Botany**, v. 24, n. 1, p. 95-103, 1970.

BRANDINI, N.; RODRIGUES, A. P. de C.; ABREU, I. M.; COTOVICZ JUNIOR, L. C.; KNOPPERS, B. A.; Machado, W. Nutrient behavior in a highly-eutrophicated tropical estuarine system. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, p. 21-35, 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 Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 266-272, 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Recuperação de Áreas Degradadas**. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/destaques/item/8705-recupera%C3%A7%C3%A3o-de-%C3%A1reas-degradadas>. Acesso em: nov, 2019.

_____. Ministério do Meio Ambiente. **Serviços Ecosistêmicos**. Disponível em: <https://mma.gov.br/biodiversidade/economia-dos-ecossistemas-e-da-biodiversidade/servi%C3%A7os-ecossist%C3%AAmicos.html#fun%C3%A7%C3%B5es-dos-ecossistemas>. Acesso em: set, 2019.

BREGUNCE, D.T.; JORDAN, E.N.; DZIEDZIC, M.; MARANHO, L.T.; CUBAS, S. A. Avaliação da qualidade da água do Ribeirão dos Müller, Curitiba, PR. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 3, p.39-47, 2011.

BRENTANO, D. M.; RODIGUES, C. J. ; FONSECA, A. L. D.. A qualidade hídrica em unidade de conservação de proteção integral: o que é prioritário proteger?. In: XIV Congresso Brasileiro de Limnologia, 2013, Bonito/MS. XIV CBL - Águas Brasileiras: Conservação Gestão e Sustentabilidade. **Anais [...]**. Bonito - MS, 2013.

BRICKER, S. B.; LONGSTAFF, B.; DENNISON, W.; JONES, A.; BOICOURT, K.; WICKS, C.; WOERNER, J. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: A decade of change, **Harmful Algae**, v. 8, p. 21–32, 2008.

BRIGHENTI, A. M. Manual de identificação e manejo de plantas daninhas em cultivos de cana-de-açúcar. **Embrapa Gado de Leite-Livro técnico (INFOTECA-E)**, 2010.

CALADO, G.; DUARTE, P. Modelling growth of *Ruppia cirrhosa*. **Aquatic Botany**, v. 68, n. 1, p. 29-44, 2000.

CÂMARA, O. C. A utilização do índice IET para caracterizar o processo de eutrofização do rio Poti em Teresina – PI. **Anais [...]** EITEC, v. 2, Picos: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí, 2013.

CAMARGO, AFM.; PEZZATO, MM. e HENRY-SILVA, GG. 2003. **Fatores limitantes à produção primária**. In THOMAZ, SM. e BINI, LM. ed. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: Eduem, p. 59-83.

CAMERON, W.N.; PRITCHARD, D.W. Estuaries, p. 306-324. In: M.N. Hill [Ed.], **The sea**. Vol. 2. New York, John Wiley & Sons. 1963.

CAMPOS, R. M., CAMARGO, R., HARARI, J. Caracterização de eventos extremos do nível do mar em Santos e sua correspondência com as reanálises do modelo do NCEP no sudeste do Atlântico Sul. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 25, p. 175 - 184, 2010.

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.

CANFIELD JR, Daniel E.; HOYER, Mark V. Influence of nutrient enrichment and light availability on the abundance of aquatic macrophytes in Florida streams. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 45, n. 8, p. 1467-1472, 1988.

CASTRO, N. O. de; MOSER, G. A. de Oliveira. Floração de algas nocivas e seus efeitos ambientais. *Oecologia Australis*, n. 16, p. 235-264, 2012.

CARPENTER, S. R. et al. Ecological and economic analysis of lake eutrophication by nonpoint pollution. **Australian Journal of Ecology**, v. 23, n. 1, p. 68-79, 1998.

CARRARESI, Laura; BERG, Silvan; BRÖRING, Stefanie. Emerging value chains within the bioeconomy: Structural changes in the case of phosphate recovery. **Journal of Cleaner Production**, v. 183, p. 87-101, 2018.

CARUSO JÚNIOR, F. Mapa Geológico da Ilha de Santa Catarina. **Notas Técnicas CECO-UFRGS**. Texto Explicativo e Mapa (escala 1:100.000). Porto Alegre: CECO-UFRGS, 1993.

CERVO, A. L. et al. **Metodologia Científica**. 6 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2007.

CETESB. **Manual de cianobactérias planctônicas**: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais. São Paulo: CETESB, 2013.

CHAMBERS, P. A.; PREPAS, E. E. Nutrient dynamics in riverbeds: the impact of sewage effluent and aquatic macrophytes. **Water Research**, v. 28, n. 2, p. 453-464, 1994.

CHANG, Y. et al. Artificial floating islands for water quality improvement. **Environmental Reviews**, v. 25, n. 3, p. 350-357, 2017.

CMMAD. Comissão Mundial Sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. **Nosso futuro comum**. Rio de Janeiro: Fundação Getulio Vargas, 1988.

COELHO, F. F.; DEBONI, L.; LOPES, F. S. Density-dependent reproductive and vegetative allocation in the aquatic plant *Pistia stratiotes* (Araceae). **Revista de biología tropical**, v. 53, n. 3-4, p. 369-376, 2005.

COOK, C. D. K et al. **Water plants of the world**: a manual for the identification of the genera of freshwater macrophytes. The Hague, The Netherlands: Springer Science & Business Media, 1974.

COOPER, J. et al. The future distribution and production of global phosphate rock reserves. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 57, p. 78-86, 2011.

CORDAZZO, C. V.; SEELINGER, U. **Guia ilustrado da vegetação costeira do extremo sul do Brasil**. Rio Grande (Rio Grande do Sul): Editora da FURG, 1988.

CORDELL, D. et al. Towards global phosphorus security: A systems framework for phosphorus recovery and reuse options. **Chemosphere**, v. 84, n. 6, p. 747-758, 2011.

CORDELL, D.; DRANGERT, J. O.; WHITE, S. The story of phosphorus: global food security and food for thought. **Global environmental change**, v. 19, n. 2, p. 292-305, 2009.

CORDELL, D.; TURNER, A.; CHONG, J. The hidden cost of phosphate fertilizers: mapping multi-stakeholder supply chain risks and impacts from mine to fork. **Global Change, Peace & Security**, v. 27, n. 3, p. 323-343, 2015.

CORRÊA, IZABEL PIMENTA; PIRANI, JOSÉ RUBENS. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: Umbelliferae (Apiaceae). **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, p. 61-68, 1999.

COTOVICZ JUNIOR, L.C.; BRANDINI, N.; KNOPPERS, B. A.; FRIEDERICH, W.; SOUZA, L. DE; MEDEIROS, P. R. P. Comparação de modelos e índices para avaliação do estado trófico do complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba, (AL). **Geochimica Brasiliensis**, v. 26, n.1, p. 7-18, 2012.

CRUZ, A. L. da. **O comportamento respiratório e a cascata de O₂ no cascudo de respiração bimodal *Pterygoplichthys anisitsi* (Teleostei, Loricariidae)**. 2007. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2007.

CUNHA, C.N.; PIEDADE, M.T.F.; JUNK, W.F. 2015. **Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats**. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas – INAU. Cuiabá, 2015. EdUFMT. Disponível em: . Acesso em: 6 out 2015.

DA COSTA MONTEIRO, Maria do Carmo; DE LUCAS, Enésio Delgado; SOUTO, Sebastião Manhães. Estudo de seis espécies forrageiras do gênero *Brachiaria*. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 9, n. 3, p. 17-20, 1974.

DAILY, G. **Nature's services: societal dependence on natural ecosystem**. Washington, DC: Island Press, 1997.

DANESHGAR, S. et al. The potential phosphorus crisis: resource conservation and possible escape technologies: a review. **Resources**, v. 7, n. 2, p. 37, 2018.

DAVID, R. B. de. **Estudo preliminar de zoneamento ambiental para ocupação urbana na Bacia do Rio Ratones**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2004.

DAY, J. W.; CRUMP, B. C.; KEMP, W. M.; YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. **Estuarine Ecology**, New Jersey, 2. ed, Wiley-Blackwell, 550 p, 2013.

DE LA CORTE, F. S. **Subsídios sócioeconômicos para o gerenciamento costeiro integrado da Bacia Hidrográfica do Rio Ratones, Ilha de Santa Catarina**,

Florianópolis, Brasil. 2001. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

DE OLIVEIRA, E. V.; GALHANO, F.; PEREIRA, B. **Actividades agro-marítimas em Portugal.** Lisboa: Etnográfica Press, 2020.

DEBUSK, T. A.; PETERSON, J. E.; REDDY, K. R. Use of aquatic and terrestrial plants for removing phosphorus from dairy wastewaters. **Ecological Engineering**, v. 5, n. 2-3, p. 371-390, 1995.

DECARLI, C. J. ; LOPES, M. N. ; FERREIRA, M. B. ; LEITE, N.K. ; PETRUCIO, M.M. **Limitado pela cidade: A hidroquímica e integridade ambiental de riachos urbanos na ilha de Florianópolis, SC.** In: XVI Congresso Brasileiro de Limnologia, 2017, Rio de Janeiro. Resumos. São Carlos: ABLIMNO, 2017. v. 1. p. 402-402.

DELAUNE, R. D.; JUGSUJINDA, A.; REDDY, K. R. Effect of root oxygen stress on phosphorus uptake by cattail. **Journal of Plant Nutrition**, v. 22, n. 3, p. 459-466, 1999.

DEMARCHI, Layon Oreste et al. Ecologia e guia de identificação: macrófitas aquáticas do Lago Amazônico. 2018.

DEMARS, Benoît OL; HARPER, David M. The aquatic macrophytes of an English lowland river system: assessing response to nutrient enrichment. **Hydrobiologia**, v. 384, n. 1-3, p. 75-88, 1998.

DEN HOLLANDER, N. G. et al. Survival strategy of *Pistia stratiotes* L. in the Djoudj National Park in Senegal. In: BIOLOGY, ECOLOGY AND MANAGEMENT OF AQUATIC PLANTS. **Developments in Hydrobiology**, v.147. Springer, Dordrecht, p. 21-27, 1999.

DESMET, N. J. S. et al. Quantification of the impact of macrophytes on oxygen dynamics and nitrogen retention in a vegetated lowland river. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 36, n. 12, p. 479-489, 2011.

DHIR, B. Phytoremediation: role of aquatic plants in environmental clean-up. DL: **Springer**, Delhi. India. 2013; 1-62.

DI LUCA, G. A. et al. Nitrogen and phosphorus removal and *Typha domingensis* tolerance in a floating treatment wetland. **Science of The Total Environment**, v. 650, p. 233-240, 2019.

DIAS, E. G.; LAJOLO, R. D. O meio ambiente na produção de fertilizantes fosfatados no Brasil. In: Agrominerais para o Brasil. **Anais [...]**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010. Cap.6, p.105-124.

DIAZ, R. J.; ROSENBERG, R. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. **Science**, v. 321, n. 5891, p. 926-929, 2008.

DO VALE DUARTE, G. et al. Efeito das características ambientais sobre a riqueza e composição de macrófitas aquáticas em córregos urbanos. **Ciência e Natura**, v. 37, n. 3, p. 74-94, 2015.

DOS REIS, Renata Brito et al. Bioprospection of *Pistia stratiotes* L.(Araceae): projection and use of biotechnological potential. **Revista GEINTEC-Gestão, Inovação e Tecnologias**, v. 9, n. 2, p. 4905-4918, 2019.

DUARTE, A. a. L.S., VIEIRA, J.M.P., 1997. **Caracterizacão de ambientes estuarinos: mistura em estuários**. Engenharia Civil UM.

DUARTE, R. H. Por um pensamento ambiental histórico: o caso do Brasil. **Luso-brazilian review**, v. 41, n. 2, p. 144-161, 2004.

EKHOLM, P.; LEHTORANTA, J. Does control of soil erosion inhibit aquatic eutrophication?. **Journal of environmental management**, v. 93, n. 1, p. 140-146, 2012.

EL WALI, M.; GOLROUDBARY, S. R.; KRASLAWSKI, A. Impact of recycling improvement on the life cycle of phosphorus. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 27, n. 5, p. 1219-1229, 2019.

ELASTEC. Crescimento Invasivo da Planta Aquática. (S/I). Fotografia. Disponível em: <https://www.elastec.com/pt/produtos/barreiras-flutuantes/planta-aqu%C3%A1tica-invasora/>. Acesso em: 27 nov .2020.

ELHAAK, M. A. et al. Biofuel production from *Phragmites australis* (cav.) and *Typha domingensis* (pers.) plants of Burullus Lake. **Egyptian Journal of Experimental Biology**, v. 11, p. 237-243, 2015.

EMBRAPA. **Fitorremediação: o uso de plantas para descontaminação ambiental**. 2010. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/2188071/dia-de-campo-na-tv---fitorremediacao-o-uso-de-plantas-para-descontaminacao-ambiental-with-english-subtitles-con-leyenda-en-espanol>. Acesso em: 12 de jul. 2020.

EPA. Environmental Protection Agency. United States. **Preventing eutrophication: scientific support for dual nutrient criteria**. 2015. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/documents/nandpfactsheet.pdf>. Acesso em: 05 nov. 2019.

ERISMAN, J.W.; GALLOWAY, J. N.; SEITZINGER, S.; BLEEKER, A.; DISE, N.B. et al. Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. **Philosophical Transactions**, v. 368, p. 1-9, 2013.

ESTEVEZ JUNIOR, F. C.; OLIVEIRA JUNIOR, M. V. R. de. **Cultivo de coentro em substrato contendo macrófita aquática ou cama de aviário**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) - Universidade Federal Rural da Amazônia, Campus Capitão, 2019.

ESTEVEZ, F. A. 2 ed. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

ESTEVEZ, F. A. 3 ed. **Fundamentos da liminologia**. Rio de Janeiro: Interciencia, 2011.

ESTEVEZ, F. A.; BARBOSA, F. A. R. Eutrofização artificial: a doença dos lagos. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 5, n. 27, p. 56-61, 1986.

FALCÃO, L. C.; AYRES NETO, A. Parâmetros físicos de sedimentos marinhos superficiais da região costeira de Caravelas, sul da Bahia. **Revista brasileira de geofísica**, v. 28, n. 2, p. 279-289, 2010.

FAIRBRIDGE, R.W., 1980. The Estuary: its Definition and Geodynamic Cycle, in: Olausson, E., Cato, I. (Eds.), Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries. **Interscience Publication**, New York, pp. 1–35.

FARIAS F. B. et al. **Aves da Estação Ecológica de Carijós**. Florianópolis: ICMBIO, 2015.

FARIAS, W. M. et al. Propriedades físicas e químicas de substratos produzidos utilizando macrófitas aquáticas. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 1, n. 34, p. 3257-3269, 2013.

FARIAS, W. M. et al. Utilização de macrófitas aquáticas em substrato para a produção de mudas de moringa. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 36, n. 85, p. 25-30, 2016.

FERRARESE, M. D.; XAVIER, R. A.; CANTO-DOROW, T. S. do. **As plantas aquáticas e a saúde da água**: cartilha. 1 ed. Itaboraí: Fundação MO'Á, 2015.

FERREIRA, F.A., A. POTT & V.J. POTT. 2014. **Métodos de amostragem quali e quantitativos de macrófitas aquáticas**. pp. 45–54, in: T.R.S. Silva, C.W.N. Moura, L.C.L. Lima and F.A.R. Santos (eds.). Botânica na América Latina: Conhecimento Interação e Difusão. Salvador: Eduneb.

FERREIRA, J. G.; BRICKER, S.B.; SIMAS, T. C. Application and sensitivity testing of a eutrophication assessment method on coastal systems in the United States and European Union. **Journal of Environmental Management**, v. 82, p. 433–445, 2007.

FGV. Centro de Estudos em Sustentabilidade. **Economia de Baixo Carbono**. 2012. Disponível em: <https://gvces.com.br/economia-de-baixo-carbono?locale=pt-br>. Acesso em: 14 de ago. 2020.

FIA, F. R. L. et al. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011.

FLORIANÓPOLIS. Prefeitura Municipal de Florianópolis. **Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico – PMISB**: Versão Consolidada Final. Florianópolis: Prefeitura Municipal, 2011.

FONKOU, T. et al. **Potentials of water lettuce (*Pistia stratiotes*) in domestic sewage treatment with macrophytic lagoon systems in Cameroon**. In: PROCEEDINGS OF INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ENVIRONMENTAL POLLUTION CONTROL AND WASTE MANAGEMENT, 2002. Tunis, 2002. p. 709-714.

FOULIS, L. **Botanica**. Tandem Verlag GmbH, Königswinter, Italy, 2004.

FRANZEN, M. **Dinâmica do fósforo na interface água-sedimento em reservatórios**. 2009. (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

FREESZ, G. M. A. de. **Produção de biomassa e decomposição de folhas de *Typha domingensis* Pers na Lagoa do Campelo, RJ.** 2007. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campo dos Guatacazes, 2007.

FREITAS, A. M. V. de. **Efeito de eventos meteo-oceanográficos na qualidade da água e no transporte de materiais em um pequeno estuário subtropical.** 2020. Dissertação (Mestrado em Perícias Ambientais) – Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2020.

FREITAS, W. S. et al. **Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura.** 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

FURTADO, T. V. **Diagnóstico dos recursos hídricos na bacia do rio ratones como subsídio para um plano de gestão.** 2013. Trabalho de Conclusão (Graduação em Geografia) - Centro de Ciências Humanas e da Educação, Universidade do Estado de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

GALLARDO, M. T.; MARTIN, B. B.; MARTIN, D. F. Inhibition of water fern *Salvinia minima* by cattail (*Typha domingensis*) extracts and by 2-chlorophenol and salicylaldehyde. **Journal of Chemical Ecology**, v. 24, n. 9, p. 1483-1490, 1998.

GAUDÊNCIO, H. R. S. C. **Uso de cinza de olaria e composto orgânico de macrófita aquática na recuperação de solos degradados.** 2016. Dissertação (Mestrado em Ambiente, Tecnologia e Sociedade) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2016.

GHANI, A. **Medicinal Plants of Bangladesh:** chemical constituents and uses. 2 ed. Dhaka, Bangladesh: Asiatic Society of Bangladesh, 2003.

GIBBS, A.; GREEN, C.; DOCTOR, V. M. Isolation and anticoagulant properties of polysaccharides of *Typha Augustata* and *Daemonorops* species. **Thrombosis research**, v. 32, n. 2, p. 97-108, 1983.

GLENN, E. et al. Effects of salinity on growth and evapotranspiration of *Typha domingensis* Pers. **Aquatic Botany**, v. 52, n. 1-2, p. 75-91, 1995.

GOMES, G. A. **Qualidade da água e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Papaquara, Florianópolis.** 2010. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

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.

GOPAL, B. Impact of invasive species on ecosystem goods and services of wetlands. In : PIETERSE, A H. e MURPHY, KJ (eds). **Aquatic weeds**. Helsinki: Edita Prima Ltd, 2009.

GOULART, M. F. **Trajetórias de acesso à moradia: famílias da Comunidade Papaquara antes e após remoção**. 2011. Trabalho de Conclusão (Graduação em Serviço Social) - Centro Sócio Econômico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

GRACE, J. B. Effects of water depth on *Typha latifolia* and *Typha domingensis*. **American Journal of Botany**, v. 76, n. 5, p. 762-768, 1989.

GRAY, J. S. Eutrophication in the sea. In: COLOMBO G. et al. (eds). 25th European Marine Biology Symposium, Ferrara, 1990. **Marine eutrophication and population dynamics**. Fredensborg: Olsen & Olsen, 1992, p 3-15.

GRECA, M.D. et al. Release of potential allelochemical from aquatic plants. In: MACIAS, F.A. et al. (Eds.) **Recent advances in allelopathy**. Cadiz: Serv. Pub. Univ. Cadiz, 1999, v.1, p.255-262.

GREENWAY, M. Nutrient content of wetland plants in constructed wetlands receiving municipal effluent in tropical Australia. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 135-142, 1997.

GREGG, Watson W.; ROSE, Fred L. The effects of aquatic macrophytes on the stream microenvironment. **Aquatic botany**, v. 14, p. 309-324, 1982.

GRISA, E. **Casos de contaminação do rio do Brás em Canasvieiras, Florianópolis/SC: situações geradoras**. 2016. Trabalho de Conclusão de cursi (Graduação em Geografia) - Centro de Ciências Humanas e da Educação, Universidade do Estado de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

GROSSHANS, R. E. **Cattail (*Typha* spp.) biomass harvesting for nutrient capture and sustainable bioenergy for integrated watershed management**. 2014. Dissertation (Master degree) - University of Manitoba, 2014.

GUARDA, Antônio. Gestão urbana: projeção da população flutuante. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CADASTRO TÉCNICO FINALITÁRIO (COBRAC), 5, 2012, Florianópolis. **Anais [...]**. Florianópolis: UFSC, 2012.

GUPTA, P.; ROY, S.; MAHINDRAKAR, A. B. Treatment of Water Using Water Hyacinth, Water Lettuce and Vetiver Grass - A Review. **Resources And Environment**, [s.l.], v. 2, n. 5, p. 202-215, 2012.

GURNELL, A. M. et al. Reach-scale interactions between aquatic plants and physical habitat: River Frome, Dorset. **River Research and Applications**, v. 22, n. 6, p. 667-680, 2006.

GUSAIN, R.; PANDEY, B.; SUTHAR, S. Composting as a sustainable option for managing biomass of aquatic weed Pistia: A biological hazard to aquatic system. **Journal of Cleaner Production**, v. 177, p. 803-812, 2018.

HADAD, H.R.; MAINE, M. A. Phosphorous amount in floating and rooted macrophytes growing in wetlands from the Middle Paraná River floodplain (Argentina). **Ecological engineering**, v. 31, n. 4, p. 251-258, 2007.

- HAGGARD, B. E.; STANLEY, E. H.; STORM, D. E. Nutrient retention in a point-source-enriched stream. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 1, p. 29-47, 2005.
- HALL, J. B.; OKALI, D. U. U. Phenology and productivity of *Pistia stratiotes* L. on the Volta Lake, Ghana. **Journal of Applied Ecology**, p. 709-725, 1974.
- HALSTEAD, J. A. et al. Urban stream syndrome in a small, lightly developed watershed: a statistical analysis of water chemistry parameters, land use patterns, and natural sources. **Environmental monitoring and assessment**, v. 186, n. 6, p. 3391-3414, 2014.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Avaliação sazonal da biomassa da macrófita aquática *Eichhornia azurea* em um rio de águas brancas da bacia hidrográfica do rio Itanhaém (litoral sul do estado de São Paulo, Brasil). **Hoehnea**, São Paulo, v. 30, n. 1, p. 71-77. 2003.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Planta daninha**, Viçosa, v.24, n.1, p.21-28. 2006.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. **Hoehnea**, v. 32, n. 3, p. 445-452, 2005.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 24, p. 519-526, 2002.
- HILL, M. P. The impact and control of alien aquatic vegetation in South African aquatic ecosystems. **African Journal of Aquatic Science**, v. 28, n. 1, p. 19-24, 2003.
- HOENE, F. C. **Plantas Aquáticas**. São Paulo: Secretaria da Agricultura, 1948.
- HOLM L. G., et al. **The world's worst weeds: Distribution and biology**. Honolulu, Hawaii: University of Hawaii Press, 1977.
- HOLM, Leroy G. et al. **The world's worst weeds. Distribution and biology**. Honolulu, Hawaii, USA: University press of Hawaii, 1977.
- HUANG, Chunyuan et al. Zinc deficiency up-regulates expression of high-affinity phosphate transporter genes in both phosphate-sufficient and-deficient barley roots. **Plant Physiology**, v. 124, n. 1, p. 415-422, 2000.
- ICMBIO. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Documento Técnico nº 005/2019- ESEC Carijós/ICMBio** - Informação Técnica. Florianópolis, 2019.
- _____. Plano de Manejo Esec Carijós. Encarte 5. **Análise da Unidade de Conservação**. 2003. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-planos-de-manejo/esec/carijos/7-encarte5.pdf>. Acesso em: 25 de fev. 2020.

INÁCIO, D. V. **Avaliação do uso de macrófitas aquáticas na recuperação do solo e no desenvolvimento de espécies arbóreas do cerrado em áreas degradadas adjacentes ao reservatório utilizado pela Usina Hidrelétrica Corumbá IV**. 2012. Dissertação (Mestrado em Planejamento e Gestão Ambiental) – Universidade Católica de Brasília, Brasília, 2012.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **SOS Mata Atlântica e INPE lançam novos dados do Atlas do bioma**. 2019. Disponível em: http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=5115. Acesso em: 15 de jun. 2019.

IRGANG, B. E.; GASTAL JUNIOR, C. V. S. **Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS**. Porto Alegre: CPG-Botânica/UFRGS, 1996.

IRGANG, B. E.; PEDRALLI, G.; WAECHTER, J. I. **Macrófitas aquáticas da Estação Ecológica do Taim**. *Roessleria*, v. 6, p. 395-404, 1984.

JARVIE, Helen P. et al. Future phosphorus: Advancing new 2D phosphorus allotropes and growing a sustainable bioeconomy. *Journal of environmental quality*, v. 48, n. 5, p. 1145-1155, 2019.

JASINSKI, S. M. et al. Phosphate rock. *Mineral commodity summaries*, p. 122-123, 2011.

KANWAL, S. et al. Aerobic composting of water lettuce for preparation of phosphorus enriched organic manure. *African Journal of Microbiology Research*, v. 5, n. 14, p. 1784 - 1793, 2011.

KHAN, Muhammad Azim et al. Pistia stratiotes L.(Araceae): Phytochemistry, use in medicines, phytoremediation, biogas and management options. *Pakistan Journal of Botany*, v. 46, n. 3, p. 851-860, 2014.

KJERFVE, B. Estuarine Geomorphology and Physical Oceanography. In: DAY Jr. et al. (eds.). *Estuarine Ecology*, New York, Wiley, p. 47-78, 1987.

KRUSCHE, A.V.; et al. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do Rio Ji-Paraná, Rondônia. *Acta Amazonica* 35(2): 197-205. 2005.

LANGELAND, K. A.; BURKS, K. C. **Identification and Biology of Non-native Plants in Florida's Natural Areas**. Flórida: University of Florida, 2008.

LEMKE, A. P. et al. Efeito das características ambientais sobre a riqueza e composição de macrófitas aquáticas em córregos urbanos. *Ciência e Natura*, v. 37, p. 74-94, 2015.

LEE, C. T. et al. Sustaining the low-carbon emission development in Asia and beyond: Sustainable energy, water, transportation and low-carbon emission technology. *Journal of cleaner production*, v. 146, p. 1-13, 2017.

LIMA, Liliane Ferreira et al. Composição florística e chave de identificação das macrófitas aquáticas ocorrentes em reservatórios do estado de Pernambuco. *Rodriguésia*, v. 62, n. 4, p. 771-783, 2011.

LOPES-FERREIRA, C. M. **Estudo de uma área alagada do Rio Atibaia visando à elaboração de proposta de manejo para melhoria da qualidade da água no reservatório de As Ito Grande (Americana, SP).** 2000. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

LORENZEN, B. et al. Growth, biomass allocation and nutrient use efficiency in *Cladium jamaicense* and *Typha domingensis* as affected by phosphorus and oxygen availability. **Aquatic botany**, v. 70, n. 2, p. 117-133, 2001.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil:** terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais. 2. ed. Nova Odessa: Ed. Plantarum, 2000. 425 p.

LU, Q. et al. Phytoremediation to remove nutrients and improve eutrophic stormwaters using water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 17, n. 1, p. 84-96, 2010.

LU, X. M.; HUANG, M. S. Nitrogen and phosphorus removal and physiological response in aquatic plants under aeration conditions. **International Journal of Environmental Science & Technology**, v. 7, n. 4, p. 665-674, 2010.

LUIZ, E. L.; SOARES, W. L. ; ROSA, J. P. O. ; CARGNIN, H. S. **Comportamento da drenagem natural na região da ETE (estação de tratamento de esgoto) do rio do Brás, Florianópolis/SC e abrangência da sua pluma de poluição.** In: XVI Simpósio de Geografia da UDESC, 2016, Florianópolis/SC. Anais do XVI Simpósio de Geografia da UDESC. Florianópolis: Departamento de Geografia-UDESC, 2016. p. 1-15.

MACHADO, P. J. O de. Capacidade, suporte e sustentabilidade ambiental. **Geosul**, v. 14, n. 27, p. 122-127, 1999.

MADSEN, J. D. Resource allocation at the individual plant level. **Aquatic Botany**, v. 41, n. 1-3, p. 67-86, 1991.

MAHUICHARIYAWONG, J.; IKEDA, S. Modelling of environmental phytoremediation in eutrophic river - the case of water hyacinth harvest in Tha-chin River, Thailand. **Ecological modelling**, v. 142, n. 1-2, p. 121-134, 2001.

MALHEIROS, B. T. **Metodologia da Pesquisa em Educação.** Rio de Janeiro: LTC, 2011.

MANOLAKI, Paraskevi; PAPASTERGIADOU, Eva. The impact of environmental factors on the distribution pattern of aquatic macrophytes in a middle-sized Mediterranean stream. **Aquatic Botany**, v. 104, p. 34-46, 2013.

MARINS, R. V.; PAULA FILHO, F. J. de; ROCHA, C. A. S. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do Rio Jaguaribe - costa nordeste oriental brasileira. **Quim. Nova**, v. 30, n. 5, p. 1208-1214, 2007.

MARTINS, L.; PAZ, A.V.; BRENTANO, D.M. **Geração de micronúcleos de juvenis de *Oreochromis niloticus* expostos a amostras do Rio Papaquara, Florianópolis/SC (Brasil).** In: Congresso Latinoamericano de Toxicología y Química Ambiental, 10, Congreso

Venezolano de Ecotoxicologia, 1, Cumaná, Venezuela, 11-15/out./2011. Memórias Cumaná: Sociedad de Toxicología y Química Ambiental Latinoamericana, 2011.

MARQUES, M. C. H. ***Typha domingensis* Pers. (Typhaceae): do artesanato à fitorremediação de ambientes aquáticos continentais eutrofizados.** 2015. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Conservação) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Macaé, 2015.

MARTINAZZO, R. et al. Fósforo microbiano do solo sob sistema plantio direto em resposta à adição de fosfato solúvel. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.31, p.563-570, 2007.

MARTINS, R. M. **Vendedor paranaense cria barreira flutuante para retirar lixo de rio.** Fotografia. Curitiba: UOL, 2017. Disponível em: <https://noticias.uol.com.br/cotidiano/ultimas-noticias/2017/12/30/vendedor-paranaense-cria-barreira-flutuante-para-retirar-lixo-de-rio.htm>. Acesso em: 27 nov. 2020.

MARWAT, K. B.; HASHIM, S.; ALI, H. Weed management: a case study from north-west Pakistan. **Pak. J. Bot.**, v. 42, p. 341-353, 2010.

MCLUSKY, D. S.; ELLIOTT, M. **The Estuarine Ecosystem: ecology, threats and management.** 3 ed. OUP Oxford, 2004.

MEIER, E. J.; WALICZEK, T. M.; ABBOTT, M. L. Composting invasive plants in the Rio Grande River. **Invasive Plant Science and Management**, v. 7, n. 3, p. 473-482, 2014.

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. Global anthropogenic phosphorus loads to freshwater and associated grey water footprints and water pollution levels: A high resolution global study. **Water Resources Research**, v. 54, p. 345–358, 2018.

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. Global gray water footprint and water pollution levels related to anthropogenic nitrogen loads to fresh water. **Environ. Sci. Technol.**, v. 49, p. 12860–12868, 2015.

MELO FILHO, E. **Maré Meteorológica na Costa Brasileira.** Tese Professor Titular. Escola de Engenharia, Universidade Federal de Rio Grande, 2017.

MENDONÇA, Magaly. **A dinâmica têmporo-espacial do clima subtropical na região conurbada de Florianópolis/SC.** 2002. 343 f. Tese (Doutorado). Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade Estadual de São Paulo, São Paulo, 2002.

MEYER, J. L.; PAUL, M. J.; TAULBEE, W. K. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 602-612, 2005.

MIAO, ShiLi. Rhizome growth and nutrient resorption: mechanisms underlying the replacement of two clonal species in Florida Everglades. **Aquatic Botany**, v. 78, n. 1, p. 55-66, 2004.

MIRANDA, L. B., B. M. CASTRO, B. M., B. KJERFVE. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2002.

MITCH, L. M. Common Cattail, *Typha latifolia* L. **Weed technology**, v. 14, n. 2, p. 446-450, 2000.

MONTEIRO, C.A. de F. **Clima e excepcionalismo**. Florianópolis: Editora da UFSC, 1991.

MONTEIRO, M. A. Caracterização climática do estado de Santa Catarina: uma abordagem dos principais sistemas atmosféricos que atuam durante o ano. **Revista Geosul**. Vol.16, n. 31. Florianópolis, 2001.

MONTEIRO, M. A; FURTADO, S. M. A. O clima do trecho Florianópolis – Porto Alegre: uma abordagem dinâmica. **Revista Geosul**. v.19/20, ano X, 1995. Florianópolis, 1995.

MOREIRA, HJ da C.; BRAGANÇA, H. B. N. Manual de identificação de plantas infestantes. **FMC Agricultural Products, Campinas, 1017p**, 2011.

MOREIRA, I. et al. Gestão das infestantes aquáticas. **Estudos e Documentos de Trabalho**, v. 4, 1998.

MORSCH, M. R. S.; MASCARÓ, J. J.; PANDOLFO, A. Sustentabilidade urbana: recuperação dos rios como um dos princípios da infraestrutura verde. **Ambiente Construído**, v. 17, n. 4, p. 305-321, 2017.

MORTON, J. F. Cattails (*Typha* spp.) - weed problem or potential crop?. **Economic Botany**, v. 29, n. 1, p. 7-29, 1975.

NAGAPRASHANTHA, L. D. et al. Anti-cancer effects of novel flavonoid vicienin-2 as a single agent and in synergistic combination with docetaxel in prostate cancer. **Biochemical pharmacology**, v. 82, n. 9, p. 1100-1109, 2011.

NASCIMENTO, H. C. E. et al. Pontederiaceae do litoral piauiense, Brasil. **Rodriguésia**, v. 64, n. 3, p. 625-634, 2013.

NEDELCIU, C. E.; RAGNARSDÓTTIR, K. V.; STJERNQUIST, I. From waste to resource: A systems dynamics and stakeholder analysis of phosphorus recycling from municipal wastewater in Europe. **Ambio**, v. 48, n. 7, p. 741-751, 2019.

NEWMAN, S.; GRACE, J. B.; KOEBEL, J. W. Effects of nutrients and hydroperiod on *Typha*, *Cladium*, and *Eleocharis*: implications for Everglades restoration. **Ecological Applications**, v. 6, n. 3, p. 774-783, 1996.

NIMER, Edmond. **Climatologia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 1979.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 1999.

ODUM, E. P. 6 ed. **Fundamentos de Ecologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2001.

ODUM, H. T. Trophic structure and productivity of Silver Springs, Florida. **Ecological monographs**, v. 27, n. 1, p. 55-112, 1957.

ONU. Organização das Nações Unidas. **Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos**. 2016. Disponível em: <http://unesdoc.unesco.org/images/0024/002440/244040por.pdf>. Acesso em 26 jun. 2017.

PAGLIOSA, P. R. **Variação espacial nas características da água, dos sedimentos e da macrofauna bentônica em áreas urbanizadas e em unidades de conservação na Baía da Ilha de Santa Catarina**. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

PAGLIOSA, P. R. et al. Phosphorus dynamics in water and sediments in urbanized and non-urbanized rivers in Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, n. 9, p. 965-974, 2005.

PAGLIOSA, P. R.; FONSECA, A.; BARBOSA, F. A. Evidence of systemic changes in trace metal concentrations in subtropical estuarine sediments as a result of urbanization. **Journal of Coastal Research**, p. 1078-1083, 2006.

PAINTING, S. J. et al. Assessing the impact of nutrient enrichment in estuaries: Susceptibility to eutrophication. **Marine Pollution Bulletin**, v. 55, p. 74–90, 2007.

PANTANO, G. et al. Sustainability in phosphorus use: a question of water and food security. **Química Nova**, v. 39, n. 6, p. 732-740, 2016.

PARISE, C. K.; CALLIARI, L. J.; KRUSCHE, N. Extreme storm surges in the south of Brazil: atmospheric conditions and shore erosion. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 57, n. 3, p. 175–188, 2009.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo: decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, p. 911-920, 2008.

PELISSARI, C. et al. Incorporação de nitrogênio e fósforo no tecido foliar da macrófita *Typha domingensis* Pers. durante o tratamento de efluente da bovinocultura leiteira em wetlands construídos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 3, p. 585-590, 2019.

PERAZZA, M.C.D.; NAVAS-PEREIRA, D.; MARTINS, M.T. O aguapé: meios de controle e possibilidades de utilização. **Revista DAE**, p.18-25, 1981.

PEREIRA, Lilian Elgalise Techio; HERLING, Valdo Rodrigues; DORTA, Amanda Padilha; VALINI, Graziela Alves da Cunha. Morfologia de plantas forrageiras. [S.l: s.n.], 2016.

PEREZ, Alondra Beatriz Alvarez.; RODRIGUES, José Claudinei.; Faria, Manuela de Abreu. **Biogeoquímica do fósforo no estuário do rio Papaquara**. In: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Florianópolis-SC. 2017.

PETRUCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. Uptake rates of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 2, p. 229-236, 2000.

PETTET, A.; PETTET, S. J. Biological control of *Pistia stratiotes* L. in western state, Nigeria. **Nature**, v. 226, n. 5242, p. 282-282, 1970.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E. dos. Bacias hidrográficas: integração entre meio ambiente e desenvolvimento. **Ciência Hoje**. Sao Paulo, Vol. 19, n.º 110, p. 40-45, 1995.

PLATAFORMA AGENDA 2030. **A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**. Disponível em: <http://www.agenda2030.org.br/sobre/>. Acesso em: 16 de mai. 2020.

POLI, M.A.C. et al. Avaliação do potencial de crescimento de macrófita aquática *Pistia stratiotes*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, v. 1, Florianópolis, 1999. **Anais [...]**. Florianópolis: UFSC, 1999. 313- 314.

POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifíton: aspectos ecológicos e metodológicos**. São Carlos: RiMa, 2003.

POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros. **São Paulo: Instituto de Biociências da USP**, p. 138, 2017.

POMPÊO, Marcelo. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 5, 2008.

PORATH, S. L. **A Paisagem dos Rios Urbanos: a presença do Rio Itajaí-Açu na cidade de Blumenau**. 2003. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) - Escola de Arquitetura e Urbanismo, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

PORTO FILHO, Érico; WASKOW, Larissa Beatriz; SILVA, Antonio Waldimir Leopoldino; SIERRA, Eduardo Juan Soriano. Diagnóstico Socioambiental e Perspectivas de Sustentabilidade para a Região de Entorno do Rio Papaquara, Florianópolis, SC. In: **III Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental** (Goiânia/GO – 19 a 22/Novembro/2012), 13 p.

POTT, V. J. et. al. **Plantas Aquáticas do Pantanal**. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferências de tecnologia, 2000.

PRADA, S. M.; OLIVEIRA, E. de. Distribuição de nutrientes (C, N e P) em testemunhos de sedimentos do reservatório das Graças, Cotia – SP. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA, 29. São Paulo – SP. 2006.

PRINDLE, Vicki; MARTIN, Dean F. Allelopathic properties of cattails, *Typha domingensis*, in Hillsborough County, Florida. **Florida Scientist**, p. 155-162, 1996.

PROJETO RIO TIGRE. **Barreiras de contenção de lixo recebem melhorias**. 2014. Fotografia. Disponível em: <http://projetoriotigre.blogspot.com/2014/07/barreiras-de-contencao-de-lixo-recebem.html>. Acesso em: 27 nov. 2020.

QIN, F.; SUN, H. X. Immunosuppressive activity of Pollen *Typhae* ethanol extract on the immune responses in mice. **Journal of ethnopharmacology**, v. 102, n. 3, p. 424-429, 2005.

QIN, H. et al. Site test of phytoremediation of an open pond contaminated with domestic sewage using water hyacinth and water lettuce. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 753-762, 2016.

QUAN, W. M. et al. Uptake and distribution of N, P and heavy metals in three dominant salt marsh macrophytes from Yangtze River estuary, China. **Marine Environmental Research**, v. 64, n. 1, p. 21-37, 2007.

QUINTANA, R. D.; MONGE, S.; MALVEVÁREZ, A. L. Feeding patterns of capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) in afforestation areas of the Lower Delta of the Parana River, Argentina. **Mammalia**, v.62, p.37-52, 1998.

RABALAIS, N. N. et al. Dynamics and distribution of natural and humancaused hypoxia. **Biogeosciences**, 7, 585–619, 2010.

RAFFESTIN, Claude. **Por uma geografia do poder**. São Paulo: Ática, 1993. (Série Temas, v. 29, Geografia e política).

RAO, P. N.; REDDY, A. Sambi. Studies on the population biology of water lettuce: *Pistia stratiotes* L. **Hydrobiologia**, v. 119, n. 1, p. 15-19, 1984.

REDDY, K. R., DEBUSK, T. A. State-of-the-art utilization of aquatic plants in water pollution control. **Water Science & Technology**, v. 19, n. 10, p. 61-79, 1987.

REDDY, K. R.; DE BUSK, W. F. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. **Journal of Environmental Quality**, v. 14, n. 4, p. 459-462, 1985.

REDDY, K. R.; DEBUSK, W. F. Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient-enriched water: I. Water hyacinth, water lettuce, and pennywort. **Economic Botany**, v. 38, n. 2, p. 229-239, 1984.

REDDY, K. R.; SUTTON, D. L.; BOWES, G. E. Biomass production of freshwater aquatic plants in Florida. **Proc. Soil Crop Sci. Soc. FL**, v. 42, p. 28-40, 1983.

REDDY, K. R.; TUCKER, J. C. Productivity and nutrient uptake of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* I. Effect of nitrogen source. **Economic botany**, v. 37, n. 2, p. 237-247, 1983.

RICHARDSON, R. J. et al. **Pesquisa social: métodos e técnicas**. São Paulo: Atlas, 1999.
RITTMANN, B. E. et al. Capturing the lost phosphorus. **Chemosphere**, v. 84, n. 6, p. 846-853, 2011.

RODRIGUES, C. J. **Águas de Carijós: passado, presente e futuro e seus impactos**. 2016. Dissertação (Mestrado Profissional em Perícias Criminais Ambientais) – Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

RODRIGUES, C. J. **Saneamento e qualidade da água: caso da Estação Ecológica de Carijós**. In: SEMINÁRIO A QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS E A COVID-19, 2020, Maranhão. Universidade Federal do Maranhão - UFMA.

RODRIGUES-DA-SILVA, R; FILGUEIRAS, T. S. Gramíneas (Poaceae) da área de relevante interesse ecológico (ARIE)" Santuário de vida Silvestre do Riacho Fundo", Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 3, p. 467-486, 2003.

ROMERO, Ma Inmaculada; ONAINDIA, Miren. Fullgrown aquatic macrophytes as indicators of river water quality in the northwest Iberian Peninsula. In: **Annales Botanici Fennici**. Finnish Zoological and Botanical Publishing Board, 1995. p. 91-99.

ROY, R. N. et al. Plant nutrition for food security. **A guide for integrated nutrient management**. Rome : FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin, v. 16, 2006.

SACK, R. D. **Human Territoriality: Its Theory and History**. London: Cambridge U. Press. 1986.

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.

SAINTY, G.R ; JACOBS S.W.L. **Water Plants of New South Wales**. Sydney, Australia: Water Resources Commission for New South Wales, 1981.

SANTA CATARINA. Regionalização de vazões das bacias hidrográficas estaduais do estado de Santa Catarina, volume 1 – texto. 2006. 141p. Disponível em <http://www.aguas.sc.gov.br/>. Acesso em 10 de julho de 2014.

SANTOS, A. M. S. P. Planejamento urbano: para quê e para quem?. **Revista de Direito da Cidade**, v. 1, n. 1, p. 51-94, 2006.

SANTOS, D. R. et al. I. Fósforo orgânico do solo. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O., (2008a). **Fundamentos da matéria orgânica do solo- ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: 59 Metrópole, 2008, p. 65-82.

SANTOS, L. S.; SILVA, L. S. da; GRIEBELER, G. Ácido ascórbico como agente redutor para determinação de fósforo por colorimetria. **Ciência Rural**, v. 44, n. 6, p. 1015-1018, 2014.

SALATI, E. **Controle de qualidade de água através de sistemas de Wetlands Construídos**. Fundação Brasileira para o desenvolvimento sustentável. 2016.

SANCHES, A. L.; CERVI, A. C.; POTT, V. J. Levantamento taxonômico de Pontederiaceae Kunth do Pantanal, nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, Brasil. **III Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal: os desafios do novo milênio, Cuiabá/MS**. 31p, 2000.

SANTA CATARINA. Lei Estadual nº 14.675 de abril de 2009. Art 177. **Institui o Código Estadual do Meio Ambiente**.

SATO, H.; KONDO, T. Biomass production of water hyacinth and its ability to remove inorganic minerals from water. I - Effect of the concentration of culture solution on the rates of plant growth and nutrient uptake. **Japanese Journal of Ecology**, v. 31, p. 257 - 267, 1981.

SCHOLZ, R. W. et al. **Sustainable Phosphorus Management: A Global Transdisciplinary Roadmap**. Dordrecht: Springer, 2014.

SCHÖNBORN, W. Defensive reactions of freshwater ecosystems against external influences. **Limnologica**, v. 33, p.163-189, 2003.

SCULTHORPE, C. D. **Biology of Aquatic Vascular Plants**. 1967.

SEBALOS, R. **Nitrogênio e fósforo na biomassa de Pistia stratiotes Linnaeus em dois ecossistemas lóticos com diferentes níveis de poluição orgânica da bacia do rio Itanhaém, SP**. 2008. 35 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Ecologia) - Instituto de Biociências de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2008.

SEIFFERT, Nelson Frederico. **Gramíneas forrageiras do gênero Brachiaria**. Campo Grande MS: Embrapa-CNPQC, 1980.

SELBORNE, L. **A ética do uso da água doce**: um levantamento. Brasília: UNESCO, 2001.

SELMAN, M.; GREENHALGH, S. Eutrophication: sources and drivers of nutrient pollution. **Renewable Resources Journal**, v. 26, n. 4, p. 19-26, 2010.

SELMAN, M. et al. Eutrophication and hypoxia in coastal areas: a global assessment of the state of knowledge. **World Resources Institute**, v. 284, p. 1-6, 2008.

SHARDENDU, S. et al. Luxury uptake and removal of phosphorus from water column by representative aquatic plants and its implication for wetland management. **ISRN Soil Science**, v. 2012, 2012.

SHIELDS F. D. et al. The stream channel incision syndrome and water quality. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 1, p. 78-90, 2010.

SHILLING, A. **Land O'Lakes SUSTAIN gears up to tackle sustainability from farm to fork**. Land O'Lakes, 2016.

SILVA, A.R. **Avaliação da qualidade ambiental e do processo de eutrofização na bacia hidrográfica do Papaquara, Ilha de Santa Catarina, SC**. 2015. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

SILVA, A. R. et al. Aplicação do modelo TRIX para avaliação da qualidade da água dos rios que drenam para Estação Ecológica de Carijós, Florianópolis, SC, Brasil. In: XX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, Bento Gonçalves - RS, 2013. **Anais [...]**. Bento Gonçalves - RS: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2013.

DA SILVA, A. R.; FONSECA, A. L.D. O. Eutrofização dos recursos hídricos como ferramenta para a compreensão das doenças de vinculação hídrica. **Geosul**, v. 31, n. 62, p. 247-270, 2016.

SILVA, A. R. et al. Application of ecological indicators in coastal watershed under high pressure during summer period. **RBRH**, v. 21, n. 3, p. 537-548, 2016.

SILVA, C. J. Observações sobre a biologia reprodutiva de Pistia stratiotes L.(Araceae). **Acta Amazonica**, v. 11, n. 3, p. 487-504, 1981.

SILVA, L. F. W. **Criação de capivaras em cativeiro**. São Paulo: Nobel, 1986.

SILVA, M. C. Estuários: critérios para uma classificação ambiental. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n. 1, p. 25-35, 2000.

SILVA, C. A. R. e; OLIVEIRA, S. R.; RÊGO, R.D.P.; MOZETO, A. A. Dynamics of phosphorus and nitrogen through litter and decomposition in a tropical mangrove forest. *Marine Environmental Research* 64, p.524-534, 2007

SILVA, Dalton. **Os Esgotos Sanitários de Florianópolis**. Dissertação [mestrado]. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 1989.

SIMONASSI, J.C. et al. Nutrient variation and coastal water quality of Santa Catarina island, Brazil. **Biotemas**, v. 23, n. 1, p. 211-223, 2010

SIPERT, S.; COHIM, E. B. A Phosphorus Flow Analysis of Brazil. **Environmental Engineering Science**, v. 37, n. 2, p. 148-163, 2020.

SMIL, V. Phosphorus: Global Transfers, Causes and consequences of global environmental change. In : CHANGE; D. I. ; MUNN, T. (Eds), 2002. **Encyclopedia of Global Environmental**. Chichester, UK: JohnWiley & Sons, v. 3, 2002, p. 536-542.

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, V. H.; SCHINDLER, D.W. Eutrophication science: where do we go from here?. **Trends in ecology & evolution**, v. 24, n. 4, p. 201-207, 2009.

SMOL, M. The importance of sustainable phosphorus management in the circular economy (CE) model: the Polish case study. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 21, n. 2, p. 227-238, 2019.

SOCIOAMBIENTAL. **Relatório de Impacto Ambiental: Aeródromo Costa Esmeralda, Ratoes**. Florianópolis. 2017. Disponível em:
<file:///C:/Users/Gabs/Downloads/Aer%C3%B3dromo%20Costa%20Esmeralda%20-%20RIMA%20(2).pdf>.

SOJDA R. S.; SOLBERG K. L. **Management and control of cattails**. Washington, DC: Fish and Wildlife Service, 1993.

SOUZA, C. F.; CRUZ, M. A. S.; TUCCI, C. E. M. Desenvolvimento urbano de baixo impacto: planejamento e tecnologias verdes para a sustentabilidade das águas urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n. 2, p. 9-18, 2012.

SRIDHAR, M. K. C. Trace element composition of *Pistia stratiotes* L. in a polluted lake in Nigeria. **Hydrobiologia**, v. 131, n. 3, p. 273-276, 1986.

SRIDHAR, M. K. C.; SHARMA, B. M. Some observations on the oxygen changes in a lake covered with *Pistia stratiotes* L. **Water Research**, v. 19, n. 7, p. 935-939, 1985.

SRIVASTAVA, Jatin et al. Removal of soluble reactive phosphorus (SRP) from water by aquatic macrophytes. **Res. Environ. Life Sci.**, v. 2, n. 3, p. 167-172, 2009.

STABENAU, N. et al. A potential phosphorous fertilizer for organic farming: recovery of phosphorous resources in the course of bioenergy production through anaerobic digestion of aquatic macrophytes. **Energy, Sustainability and Society**, v. 8, n. 1, p. 1-10, 2018.

STATHAM, P. J. Nutrients in estuaries - an overview and the potential impacts of climate change. **Science of the Total Environment**, v. 434, p. 213–227, 2012.

STAYER, L.W. et al. Water quality associated with survival of submersed aquatic vegetation along an estuarine gradient. **Estuaries**, v. 16, n. 2, p. 346-361, 1993.

STODDARD, A. A. The phytogeography and paleofloristics of *Pistia stratiotes* L. **Aquatics**, v. 11, n. 3, p. 21-4, 1989.

SUTHAR, Surindra et al. Nutrient changes and biodynamics of *Eisenia fetida* during vermicomposting of water lettuce (*Pistia* sp.) biomass: a noxious weed of aquatic system. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 1, p. 199-207, 2017.

TANAKA, R. H. Controle de plantas aquáticas no reservatório de Americana. In: REUNIÃO DO GT AGROTÓXICOS, v.4, 2009, Campinas. **Anais [...]**. Campinas: Conama, 2009.

TAO, W. W. et al. Two new nonacosanetriols from the pollen of *Typha angustifolia*. **Chinese Chemical Letters**, v. 21, n. 2, p. 209-212, 2010.

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.

THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta daninha**, v. 20, n. SPE, p. 21-33, 2002.

TIESSSEN H. Phosphorus in the global environment. In: WHITE P.J., HAMMOND J.P. (eds), v. 7, 2008, Dordrecht. **The Ecophysiology of Plant-Phosphorus Interactions**. Plant Ecophysiology. Dordrecht: Springer, 2008, p. 1-7.

TONON, G. et al. Pre treatment of duckweed biomass, obtained from wastewater treatment ponds, for biogas production. **Waste and Biomass Valorization**, v. 8, n. 7, p. 2363-2369, 2017.

TREIN, C. M. et al. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído** (Online), v. 15, p. 351-367, 2015.

TUCKER, C. S. Culture density and productivity of *pistia-stratiotes*. **Journal of Aquatic Plant Management**, v. 21, n. JAN, p. 40-41, 1983.

TUCCI, C.E.M. **Gestão de águas pluviais urbanas**. Programa de Modernização do Setor Saneamento, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Ministério das Cidades, 2005.

TUNDISI, J. G. **Água no Século XXI: Enfrentando a Escassez**. São Carlos: RIMA, IIE, 2003.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. 1 ed. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

TYSON FOODS. **Sustaining our world: 2017 sustainability report**. 2017. Disponível em: [https:// www.tyson sustainability.com/_pdf/tyson_2017_csr.pdf](https://www.tyson sustainability.com/_pdf/tyson_2017_csr.pdf). Acesso em: 12 mar. 2020.

TWILLEY, Robert R. et al. A comparative study of decomposition, oxygen consumption and nutrient release for selected aquatic plants occurring in an estuarine environment. **Oikos**, p. 190-198, 1986. Universidade Federal Fluminense, 2014. 140p.

UFRJ. Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro. **Glossário de termos botânicos**. (S/I). Disponível em: <http://www.unirio.br/ccbs/ibio/herbariohuni/glossario-da-colecao-didatica-do-canto-das-flores>. Acesso em: 19 de mai. 2020.

UFU. Universidade Federal de Uberlândia - Instituto de Biologia. **Folha**. (S/I). p. 14 – 27. Disponível em: <http://www.anatomiavegetal.ib.ufu.br/pdf-recursos-didaticos/morfvegetalorgaFOLHA.pdf>. Acesso em: 18 de jun. 2020.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. **Marine chemistry**, v.10, p.109-222. 1981.

VAN KAUWENBERGH, S. J. **World phosphate rock reserves and resources**. Muscle Shoals: IFDC, 2010.

VAN VUUREN, D.P.; BOUWMAN, A. F.; BEUSEN, A. H. W. Phosphorus demand for the 1970–2100 period: a scenario analysis of resource depletion. **Global environmental change**, v. 20, n. 3, p. 428-439, 2010.

VERA, A. et al. Removal of nutrients and organic matter in a constructed wetland, in function of the development of the macrophyte *Typha dominguensis* Pers. **Revista Técnica de lá Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia**, v. 33, n. 2, p. 153-163, 2010.

VITORETTE, T. B. V. D. **Avaliação da Qualidade da Água do entorno da ESEC Carijós: Rio Papaquara, Município de Florianópolis/SC**. 2008. Iniciação Científica. (Graduação em Curso Técnico de Meio Ambiente) - Instituto Federal de Santa Catarina, Ministério do Meio Ambiente Florianópolis, 2008.

VITOUSEK, P.M. et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. **Ecological Applications** 7, 737±750. 1997b.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005.

WALSTAD, D. L. **Ecology of the planted aquarium: a practical manual and scientific treatise for the home aquarist**. North Carolina, USA: Echinodorus Pub., 1999.

WETZEL, R. G. 2 ed. **Limnology**. Philadelphia : Saunders College Publishing, 1983.

WILD, H. **Aquatic plants in Africa and Madagascar**. Kirkla, 1961.

WOLANSKI, E.; ELLIOTT, M. **Estuarine ecohydrology: an introduction**. 2 ed. Elsevier, 2015.

WONG, V. N. et al. Anthropogenic forcing of estuarine hypoxic events in sub-tropical catchments: Landscape drivers and biogeochemical processes. **Science of the total environment**, v. 409, n. 24, p. 5368-5375, 2011.

XU, Y. J. Transport and retention of nitrogen, phosphorus and carbon in North America's largest river swamp basin, the Atchafalaya river basin. **Water**, v. 5, n. 2, p. 379-393, 2013.

YAMAUCHI, A. K. F. **Efeito da incorporação de macrófitas aquáticas sobre características químicas de solo degradado**. 2014. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, São Paulo, 2014.

YANG, J. C.; ZHANG, H.; ZHANG, J. H. Root morphology and physiology in relation to the yield formation of rice. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 11, n. 6, p. 920-926, 2012.

ZALEWSKI, M. Ecohydrology—The use of ecological and hydrological processes for sustainable management of water resources/Ecohydrologie—La prise en compte de processus écologiques et hydrologiques pour la gestion durable des ressources en eau. **Hydrological Sciences Journal**, v. 47, n. 5, p. 823-832, 2002.

ZHU, Y.-G.; SMITH, S. E.; SMITH, F. A. Zinc (Zn)-phosphorus (P) interactions in two cultivars of spring wheat (*Triticum aestivum* L.) differing in P uptake efficiency. **Annals of Botany**, v. 88, n. 5, p. 941-945, 2001.



APÊNDICE A – DADOS ÁGUA, SEDIMENTO E MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Tabela A.1 – Concentração de fósforo (mg P/g PS), peso seco (kg/m²) e peso fresco (kg/m²) de *P. stratiotes* e *T. domingensis* por ponto amostral ao longo dos meses.

<i>Pistia stratiotes</i>										
Pontos Amostrais	Agosto		Outubro		Janeiro			Fevereiro		
	mg P/g PS	Peso Seco	mg P/g PS	Peso Seco	mg P/g PS	Peso Seco	Peso Fresco	mg P/g PS	Peso Seco	Peso Fresco
D								0,65	0,420	8,80
E					0,79	0,784	18,24	0,69	0,720	13,52
I								0,75	0,940	19,20
J	0,77	0,408								
K	0,85		0,89	0,460	0,8	0,468	12,00			
M					0,83		7,20	0,89		
<i>Typha domingensis</i>										
A	0,59							0,57	1,72	12,72
B	0,62				0,78			0,61	2,25	14,22
C			0,64					0,58	2,5	17,23
F								0,64	2,47	20,21
G					0,56				1,80	13,01
H									1,95	13,76

Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Tabela A.2 - Concentração de PT na água (mg/L) e sedimento (mg/g), DBO (mg/L), OD (mg/L), pH e salinidade (psu) por ponto amostral ao longo dos meses.

Variável	Agosto				Outubro				Janeiro				Fevereiro			
	P2	P4	P5	P7	P2	P4	P5	P7	P2	P4	P5	P7	P2	P4	P5	P7
PT água	1,23	1,13	0,47	0,09	0,32	0,98	0,97	0,83					1,18	0,88	0,72	0,83
PT sed	0,27	0,82	1,0	0,48	0,14	0,32	0,73	0,48	0,27	0,93	0,05	0,58	0,24	0,32	0,24	0,25
DBO	8,1	7,15	2,4	1,8									17,6	13,4	7,2	8,1
OD	3,1	2,9	2,8	4,8	3,3	1,1		0,5					0	0	0	0
pH	7,4	7,3	7,5	7,0	7,8	7,6	7,4	7,5					7,3	7,4	7,1	7,2
Salinidade	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Amostras perdidas.

Fonte: Elaborado pela autora (2020).

APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA

Pontos	Datas	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	PT água (mg/L)	pH	T (C°)	Salinidade (mg/L)	Fonte
P10	22/08/2005	4,2	1,5		7,2	23,1	25,8	Silva et al. (2013)
P10	29/08/2005	5,7	1,5		7,6	20,3	30,5	Silva et al. (2013)
P10	05/09/2005	4,5	1,7		6,8	15,8	3,2	Silva et al. (2013)
P10	12/09/2005	7,2	1,2		8,1	18,0	25,6	Silva et al. (2013)
P10	19/09/2005	5,8	1,5		7,4	17,7	1,7	Silva et al. (2013)
P10	03/10/2005	4,2	0,8		7,4	22,3	22,8	Silva et al. (2013)
P10	10/10/2005	5,3	1,9		7,6	22,0	19,4	Silva et al. (2013)
P10	17/10/2005	4,5	1,2		7,2	17,6	5,5	Silva et al. (2013)
P10	24/10/2005	3,5	0,0		7,3	23,3	9,2	Silva et al. (2013)
P10	31/10/2005	4,0	1,7		7,1	20,8	7,4	Silva et al. (2013)
P10	07/11/2005	4,5	1,6		7,4	23,3	2,5	Silva et al. (2013)
P10	14/11/2005	4,8	2,8		7,5	25,3	8,3	Silva et al. (2013)
P10	28/11/2005	4,2	2,4		7,2	24,3	14,8	Silva et al. (2013)
P10	05/12/2005	5,5	1,3		7,7	24,4	19,3	Silva et al. (2013)
P10	12/12/2005	4,0	1,4		7,6	24,4	19,8	Silva et al. (2013)
P10	21/12/2005	4,8	0,5		7,8	25,4	32,0	Silva et al. (2013)
P10	26/12/2005	4,3	2,6		7,6	26,2	20,1	Silva et al. (2013)
P10	02/01/2006	3,6	1,9		7,4	26,2	26,4	Silva et al. (2013)
P10	09/01/2006	4,0	6,3		7,5	28,8	14,3	Silva et al. (2013)
P10	16/01/2006	4,4	3,8		7,6	28,5	17,5	Silva et al. (2013)
P10	23/01/2006	5,5	3,1		8,2	28,6	23,4	Silva et al. (2013)
P10	31/01/2006	4,7	3,3		8,2	28,6	24,7	Silva et al. (2013)
P10	07/02/2006	5,2			8,7	28,0	29,0	Silva et al. (2013)
P10	13/02/2006	2,8	1,8		7,1	25,3	4,7	Silva et al. (2013)

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

P10	20/02/2006	2,9		7,1	26,3	6,7	Silva et al. (2013)
P10	27/02/2006	4,2	3,6	7,3	24,6	17,5	Silva et al. (2013)
P10	06/03/2006	3,8	3,6	7,2	27,5	26,5	Silva et al. (2013)
P10	13/03/2006	3,0		6,8	24,9	22,2	Silva et al. (2013)
P10	20/03/2006	6,9	5,1	7,7	27,8	30,8	Silva et al. (2013)
P10	27/03/2006	4,6		7,3	24,2	26,2	Silva et al. (2013)
P10	03/04/2006	5,3		7,4	24,2	31,4	Silva et al. (2013)
P10	10/04/2006	5,5	5,4	7,4	24,2	14,8	Silva et al. (2013)
P10	18/04/2006	4,7		7,5	20,2	17,2	Silva et al. (2013)
P10	24/04/2006	4,9	0,5	7,8	20,0	27,6	Silva et al. (2013)
P10	02/05/2006	5,4	0,3	7,9	20,0	21,3	Silva et al. (2013)
P10	09/05/2006	6,4	2,7	6,6	18,8	16,4	Silva et al. (2013)
P10	16/05/2006	6,4	1,2	6,9	17,9	20,6	Silva et al. (2013)
P10	08/06/2006	6,1	1,2	7,2	20,8	23,5	Silva et al. (2013)
P10	13/06/2006	5,0	1,1	7,2	19,1	27,3	Silva et al. (2013)
P10	20/06/2006	6,4	3,8	7,1	19,1	22,4	Silva et al. (2013)
P10	26/06/2006	5,5	3,2	7,6	19,8	16,8	Silva et al. (2013)
P10	03/07/2006	7,7	2,1	7,9	19,1	16,5	Silva et al. (2013)
P10	11/07/2006	4,4	0,4	7,4	19,8	0,4	Silva et al. (2013)
P10	18/07/2006	6,2	1,9	7,8	17,6	21,7	Silva et al. (2013)
P10	24/07/2006	5,1	1,6	7,9	16,3	21,7	Silva et al. (2013)
P10	31/07/2006	6,1	1,0	6,5	11,8	24,0	Silva et al. (2013)
P10	09/11/2006	7,6	1,3	7,9	23,1	23,9	Silva et al. (2013)
P10	11/12/2006	6,3	3,0	8,0	26,2	13,0	Silva et al. (2013)
P10	15/01/2007	3,1	2,0	7,8	26,8	21,0	Silva et al. (2013)
P10	12/03/2007	3,0		7,9	21,2	28,8	Silva et al. (2013)
P10	07/05/2007	4,5	1,6	7,1	22,0	22,8	Silva et al. (2013)
P10	11/06/2007	7,0	2,0	8,1	19,8	18,7	Silva et al. (2013)
P10	08/08/2008	6,8		7,3	17,3	30,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

P10	14/08/2008				7,5	17,8	24,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P10	03/09/2008	3,8			7,8	23,1	28,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P10	10/09/2008	3,9	13,8		7,4	21,1	17,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P10	17/09/2008	2,8	84,6		7,2	19,4	16,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P10	21/10/2008	6,0	28,2		6,9	22,3	2,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P10	11/11/2008	4,8	20,1		6,9	23,2	4,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P10	04/12/2008	5,9	44,1		6,8	19,9	16,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P10	15/01/2009	7,3			7,5	24,3	16,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P10	02/03/2009	8,5			6,9	26,7	10,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P10	13/03/2009							Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P10	12/05/2009	3,4	6,8		6,3	23,3	10,0	Gomes (2010)
P10	01/06/2009		8,5		7,7		28,0	Gomes (2010)
P10	22/06/2009	4,5	122,0		7,2	19,8	10,0	Gomes (2010)
P10	01/02/2011	2,1	5,0	0,2	7,4	26,8	7,0	Brentano et al. (2013)
P10	14/03/2011	2,0		0,4	7,3	23,1		Brentano et al. (2013)
P10	18/04/2011	1,8	5,5	0,2	7,5	22,7	18,0	Brentano et al. (2013)
P10	16/05/2011	2,8	6,4	0,1	7,5	17,5	2,5	Brentano et al. (2013)
P10	27/06/2011	5,3	2,6	0,1	7,8	15,0	18,0	Brentano et al. (2013)
P10	02/08/2011	5,3	1,6	0,1	7,0	17,0	2,0	Brentano et al. (2013)
P10	05/09/2011	4,6	1,8	0,1	7,5	17,0		Brentano et al. (2013)
P10	19/09/2011	4,9	0,6	0,0	8,0	21,0	10,0	Brentano et al. (2013)
P10	18/10/2011	3,9		0,0	7,8	22,0	15,0	Brentano et al. (2013)
P10	08/11/2011	5,4	7,1	0,0	8,3	27,0	29,0	Brentano et al. (2013)
P10	05/12/2011	3,8	8,3	0,1	7,5	26,0	20,0	Brentano et al. (2013)
P10	23/01/2012	2,2	2,1	0,1	7,8	27,0	9,0	Brentano et al. (2013)
P10	13/02/2012	2,0		0,1	7,0	25,0	5,0	Brentano et al. (2013)

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

P10	01/10/2013	3,9		0,0	7,4	23,0	20,2	Silva (2016)
P10	07/11/2013	5,0		0,1	7,7	24,5	17,5	Silva (2016)
P10	06/12/2013	4,3		0,1	7,6	23,3	15,0	Silva (2016)
P10	22/01/2014	3,7		0,2	6,4	31,2	8,4	Silva (2016)
P10	14/02/2014	5,6		0,1	6,9	25,8	31,9	Silva (2016)
P10	18/02/2014	9,0		0,2	7,8	24,4	22,5	Silva (2016)
P10	30/03/2014	6,6		0,1	6,4	29,0	21,0	Silva (2016)
P10	16/04/2014	6,6		0,0	7,2	24,0	18,2	Silva (2016)
P10	29/04/2014	4,6		0,2	6,4	22,0	11,8	Silva (2016)
P10	08/10/2014	7,1	2,0	0,3	8,3	23,6	22,0	Rodrigues (2016)
P10	06/11/2014	5,4	5,6	0,1	8,4	24,6	28,0	Rodrigues (2016)
P10	25/11/2014	3,3	3,6	0,3	7,4	20,7	26,0	Rodrigues (2016)
P10	11/12/2014	4,8	2,2	0,3	7,7	30,0	35,0	Rodrigues (2016)
P10	30/12/2014	2,5	1,0	0,5	6,8	30,4	10,0	Rodrigues (2016)
P10	12/01/2015	3,3	1,0	0,4	7,1	32,6	20,0	Rodrigues (2016)
P10	26/01/2015	5,1	3,0	0,3	7,4	31,2	15,0	Rodrigues (2016)
P10	10/02/2015	1,9	1,2	0,7	6,8	30,4	5,0	Rodrigues (2016)
P10	07/03/2013	0,0	2,2	0,1	7,1	25,6		Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*
P10	09/12/2013	5,0	9,0	0,0	7,3	26,5	2,0	Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*
P10	21/03/2014	9,8	7,7	0,5	7,1	26,8	17,0	Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*
P10	01/10/2014	4,4	2,0	0,2	7,2	25,5		Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*
P10	01/12/2014	5,6	2,0	0,2	7,6	23,0		Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*
P10	01/02/2015	3,2	6,0	0,4	7,1	28,3		Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

P10	01/04/2015	3,9	2,0	0,2	7,0	23,4	Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*	
P10	01/06/2015	6,7	2,0	0,1	7,2	20,7	Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*	
P10	01/08/2015	4,4	2,6	0,1	6,1	20,4	Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*	
P10	01/10/2015	4,8	2,7	0,0	7,0	20,3	Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*	
P10	01/12/2015	6,6	4,3	0,1	6,0	27,7	Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*	
P10	01/02/2015	4,0	4,8	0,5	5,7	30,9	Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*	
P10	01/12/2017	5,3	2,0	0,1	7,2	26,0	Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*	
P10	01/02/2018	6,7	9,4	0,5	7,2	26,8	Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*	
P9	08/08/2008	8,0			7,4	17,2	28,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P9	14/08/2008				7,4	17,5	15,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P9	03/09/2008	2,2			7,8	24,1	24,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P9	10/09/2008	2,9	30,6		7,2	21,3	7,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P9	17/09/2008	3,6	34,2		7,0	22,9	13,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P9	21/10/2008	4,4	37,8		6,8	22,2	2,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P9	11/11/2008	3,9	16,2		6,7	23,1	1,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P9	04/12/2008	6,0	54,3		6,7	19,9	9,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P9	15/01/2009	4,9			7,3	23,6	8,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

P9	02/03/2009	8,2		6,7	26,2	5,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P9	13/03/2009						Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P9	12/05/2009	2,6	6,7	6,8	23,0	5,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P9	01/06/2009	6,1	8,8	7,2	16,3	21,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P9	22/06/2009	3,0	125,0	7,0	19,4	5,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P9	01/10/2013	2,5		7,2	23,0	12,4	Silva (2016)
P9	07/11/2013	2,4		8,0	23,5	4,8	Silva (2016)
P9	06/12/2013	1,8		7,7	23,6	9,9	Silva (2016)
P9	22/01/2014	1,0		6,3	30,0	1,3	Silva (2016)
P9	14/02/2014	3,0		6,3	28,1	29,8	Silva (2016)
P9	18/02/2014	5,1		7,7	27,0	15,0	Silva (2016)
P9	30/03/2014	3,6		6,5	28,3	5,1	Silva (2016)
P9	16/04/2014	3,6		7,1	23,5	7,5	Silva (2016)
P9	29/04/2014	1,3		6,5	22,0	2,6	Silva (2016)
P9	19/08/2014	2,5	1,9	7,6	22,2		Rodrigues (2016)
P9	08/10/2014	2,7	3,0	7,4	23,6	1,0	Rodrigues (2016)
P9	06/11/2014	2,6	5,5	7,6	25,4	16,0	Rodrigues (2016)
P9	25/11/2014	3,1	2,0	7,3	20,5	16,0	Rodrigues (2016)
P9	11/12/2014	3,8	3,8	7,3	29,5	15,0	Rodrigues (2016)
P9	30/12/2014	1,1	3,7	6,8	28,8		Rodrigues (2016)
P9	12/01/2015	2,0		7,0	32,4	15,0	Rodrigues (2016)
P9	26/01/2015	0,8	3,0	7,0	29,4		Rodrigues (2016)
P9	10/02/2015	0,2	2,8	6,8	29,1		Rodrigues (2016)
P8	08/08/2008	5,9		7,2	17,1	16,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P8	14/08/2008			7,3	18,0	8,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P8	03/09/2008	2,8		7,7	24,7	16,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P8	10/09/2008	3,4	25,8	7,2	20,8	4,0	Brentano et al. (2013);

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

							Vitorette (2008)**
P8	17/09/2008	3,0	58,8	6,8	24,5	3,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P8	21/10/2008	4,3	24,9	5,2	22,1	2,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P8	11/11/2008	3,7	15,9	6,7	22,9		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P8	04/12/2008	5,4	45,6	6,6	20,3	4,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P8	15/01/2009	6,0		7,2	23,7	1,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P8	02/03/2009	2,4		6,7	25,9	3,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P8	13/03/2009						Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P8	12/05/2009	6,1	70,9	6,8	23,0		Gomes (2010)
P8	01/06/2009	5,7	8,5	7,1	18,5	8,0	Gomes (2010)
P8	22/06/2009	2,3	92,0	6,9	19,5		Gomes (2010)
P8	01/10/2013	1,2		6,7	22,7	4,0	Silva (2016)
P8	07/11/2013	1,6		7,7	22,7	0,6	Silva (2016)
P8	06/12/2013	1,4		7,7	23,2	3,1	Silva (2016)
P8	22/01/2014	0,9		6,6	28,6	0,4	Silva (2016)
P8	14/02/2014	0,5		6,8	28,9	18,8	Silva (2016)
P8	18/02/2014	2,6		7,4	26,2	9,3	Silva (2016)
P8	30/03/2014	1,4		6,6	28,1	1,5	Silva (2016)
P8	16/04/2014	1,4		7,2	22,8	3,2	Silva (2016)
P8	29/04/2014	0,9		6,5	21,4	1,6	Silva (2016)
P8	19/08/2014	1,6		7,6	23,9		Rodrigues (2016)
P8	08/10/2014	1,4	2,2	7,0	23,6		Rodrigues (2016)
P8	06/11/2014	1,0	3,6	7,2	26,0	3,0	Rodrigues (2016)
P8	25/11/2014	0,2	5,6	7,3	23,4	7,0	Rodrigues (2016)
P8	11/12/2014	2,7	4,6	7,2	29,6	12,5	Rodrigues (2016)
P8	30/12/2014	2,5	5,7	6,9	28,2		Rodrigues (2016)
P8	12/01/2015	1,0	1,9	7,1	31,6	7,5	Rodrigues (2016)

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

P8	26/01/2015		3,4		6,9	27,5	Rodrigues (2016)
P8	10/02/2015		2,3		6,7	28,1	Rodrigues (2016)
P8	10/02/2015		44,0	1,2	7,4	26,0	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	17/03/2015	3,0	10,0	1,0	7,0	24,7	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	08/04/2015	3,6	8,0	0,9	7,2	21,0	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	11/05/2015	4,1	5,0	0,3	7,8	18,9	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	08/06/2015	4,0	2,0	0,3	7,4	20,0	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	06/07/2015	5,0	2,0	0,3	7,1	17,5	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	06/08/2015		11,0		7,1	21,1	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	23/09/2015	4,4	8,0		6,7	22,1	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	14/10/2015		5,0	0,3	7,0	19,4	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	11/11/2015		9,0	0,3	7,2		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	07/12/2015	3,6	6,0	0,3	7,1	22,6	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	07/01/2016	5,8	11,0	0,4	7,1		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	10/02/2016		14,0	1,2	6,8	26,2	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	11/03/2016		4,0	0,7	6,5	23,7	CASAN (extraídos do

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

							ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	18/04/2016		2,0		6,8	27,8	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	18/05/2016	1,4			6,8		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	06/06/2016		2,0		6,7	14,9	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	04/07/2016	6,9	9,0	0,7	6,9	17,4	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	03/08/2016	1,7	2,0	0,2	7,4	17,5	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	13/09/2016	0,7	11,0	2,1	7,6	21,2	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	25/10/2016		10,0	0,1	7,1		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	09/11/2016	1,3	9,0		7,5	25,1	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	07/12/2016	1,4	5,0		7,4	24,7	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	11/01/2017	0,3	24,0		7,1	27,7	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	22/01/2017	0,2		1,1	7,1	30,1	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	13/01/2017	0,7	11,0	0,7	7,4	24,4	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	04/04/2017	1,0	10,0	0,3	7,2	23,6	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	18/05/2017	0,9	14,0	0,4	7,8	20,0	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

							48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	22/06/2017	0,8	5,0	0,3	8,0	17,9	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	20/07/2017	1,4	3,0	0,2	8,1	14,8	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	17/08/2017	2,0	4,0	0,4	7,1	20,4	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	18/09/2017	1,6	7,0	1,2	7,1	22,2	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	16/10/2017	0,5	7,0		7,2	21,5	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	06/11/2017	1,8			7,3	21,7	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	18/12/2017	0,6	15,0	1,6	7,6	26,1	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	15/01/2018	2,0	7,0	0,5	7,0	25,5	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	20/02/2018	4,1	11,0	0,1	8,1	25,5	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	20/03/2018						CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	16/04/2018	3,9	2,0	0,5	6,8	23,9	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	24/05/2018	2,5	5,0	0,4	7,1	16,5	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	18/06/2018	4,5	3,0	0,1	7,4	17,7	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P8	16/07/2018	3,7	7,0	0,2	6,7	17,8	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

P8	09/05/2017	3,0		6,5	24,6	0,8	Freitas (2020)	
P8	23/05/2017	2,2		6,5	19,8	0,6	Freitas (2020)	
P8	11/07/2017	4,4		7,1	20,8	0,6	Freitas (2020)	
P8	04/08/2017			7,1	18,9	1,2	Freitas (2020)	
P8	06/09/2017	3,6		7,1	21,7	1,2	Freitas (2020)	
P8	24/09/2017	3,6		7,1	22,4	0,6	Freitas (2020)	
P7	08/08/2008	1,2		7,3	20,3	13,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**	
P7	14/08/2008			7,3	20,7	6,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**	
P7	03/09/2008	3,0		7,6	25,1	11,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**	
P7	10/09/2008	2,9	104,0	7,1	21,8	2,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**	
P7	17/09/2008	2,4	87,0	6,9	25,7	1,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**	
P7	21/10/2008	3,7	69,6	6,6	22,4	1,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**	
P7	11/11/2008	3,3	39,3	6,7	23,8		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**	
P7	04/12/2008	3,6	80,4	6,5	19,7		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**	
P7	15/01/2009	5,2		7,1	23,1		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**	
P7	02/03/2009	7,8		6,7	26,9	2,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**	
P7	13/03/2009					0,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**	
P7	12/05/2009	4,8	6,5	6,3	23,5		Gomes (2010)	
P7	01/06/2009	4,1	9,0	7,4	18,2		Gomes (2010)	
P7	22/06/2009	2,0	151,0	6,9	19,5		Gomes (2010)	
P7	01/10/2013	1,1		0,2	6,4	18,5	1,9	Silva (2016)
P7	07/11/2013	1,0		0,1	6,7	20,7	0,7	Silva (2016)
P7	06/12/2013	1,4		0,4	7,2	24,8	3,5	Silva (2016)
P7	22/01/2014	0,3		0,4	6,0	27,2	0,4	Silva (2016)
P7	14/02/2014	1,2		0,3	6,2	28,9	14,1	Silva (2016)

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

P7	18/02/2014	0,9		0,4	7,4	25,5	7,6	Silva (2016)
P7	30/03/2014	1,2		0,4	6,7	27,2	0,4	Silva (2016)
P7	16/04/2014	1,2		0,5	7,0	21,8	2,4	Silva (2016)
P7	29/04/2014	0,8		0,6	6,1	21,1	0,9	Silva (2016)
P7	19/08/2014	0,7		0,6	7,5	23,0		Rodrigues (2016)
P7	08/10/2014	0,3	6,1	0,5	6,9	21,3		Rodrigues (2016)
P7	06/11/2014	0,3	4,6	0,7	7,1	26,4	1,0	Rodrigues (2016)
P7	25/11/2014		3,5	0,9	7,3	22,5	5,0	Rodrigues (2016)
P7	11/12/2014	0,9	5,1	0,8	7,1	29,2	10,0	Rodrigues (2016)
P7	30/12/2014	0,5	5,4	0,8	6,8	27,5		Rodrigues (2016)
P7	12/01/2015		3,9	1,0	7,1	30,7	5,0	Rodrigues (2016)
P7	26/01/2015		2,1	0,8	6,9	27,1		Rodrigues (2016)
P7	10/02/2015		3,0	0,8	6,7	27,1		Rodrigues (2016)
P7	10/02/2015		22,0	0,5	7,4	26,6		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	17/03/2015	3,1	13,0	0,7	7,6	26,2		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	08/04/2015	3,5	8,0	0,7	7,3	22,5		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	11/05/2015	4,4	2,0	10,0	7,4	19,7		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	08/06/2015	4,4	3,0	0,4	7,5	21,1		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	06/07/2015	4,5	2,0	0,2	7,1	17,5		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	06/08/2015	4,0	9,0	0,3	7,5	21,6		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	23/09/2015	3,3	8,0		7,0	23,7		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

P7	14/10/2015	5,2	5,0	0,3	7,1	21,0		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	11/11/2015		8,0	0,3	7,3			CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	07/12/2015		6,0	0,3	7,2			CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	07/03/2013	0,0	2,6	0,1	7,1	22,7		Monitoramento Sapiens Park (LAO Nº 8360/2015)*
P7	09/12/2013	2,1	11,0	0,9	7,2	26,5	4,0	Monitoramento Sapiens Park (LAO Nº 8360/2015)*
P7	21/03/2014	11,6	6,0	0,5	7,2	27,6	0,0	Monitoramento Sapiens Park (LAO Nº 8360/2015)*
P7	01/10/2014	2,3	2,3	0,9	4,6	23,0		Monitoramento Sapiens Park (LAO Nº 8360/2015)*
P7	01/12/2014	3,8	7,5	3,3	7,5	26,6		Monitoramento Sapiens Park (LAO Nº 8360/2015)*
P7	01/02/2015	1,9	5,0	0,6	6,3	26,8		Monitoramento Sapiens Park (LAO Nº 8360/2015)*
P7	01/04/2015	1,1	3,0	0,4	6,7	22,2		Monitoramento Sapiens Park (LAO Nº 8360/2015)*
P7	01/06/2015	1,7	2,0	0,2	6,9	19,4		Monitoramento Sapiens Park (LAO Nº 8360/2015)*
P7	01/08/2015	1,0	4,7	0,3	7,1	19,5		Monitoramento Sapiens Park (LAO Nº 8360/2015)*
P7	01/10/2015	2,7	3,9	0,0	7,2	19,9		Monitoramento Sapiens Park (LAO Nº 8360/2015)*
P7	01/12/2015	1,4	4,3	0,3	6,0	25,2		Monitoramento Sapiens Park (LAO Nº 8360/2015)*
P7	01/02/2015	0,9	8,7	1,2	5,6	30,9		Monitoramento Sapiens

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

							Park (LAO N° 8360/2015)*
P7	01/12/2017	0,3	15,3	1,4	7,1	26,8	Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*
P7	01/02/2018	1,8	16,3	0,5	7,2	28,0	Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*
P7	07/01/2016		13,0	0,4	7,1		CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	10/02/2016	0,5	2,0	1,1	6,8	26,5	CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	11/03/2016	0,7	6,0	0,6	6,4	24,0	CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	18/04/2016	1,2			6,5	24,9	CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	18/05/2016				6,7		CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	06/06/2016		5,0		6,9	15,3	CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	04/07/2016	2,3	6,0	0,9	7,0	17,9	CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	03/08/2016	1,8	3,0	1,0	7,4	17,5	CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	13/09/2016	1,9	10,0	1,6	7,7	21,1	CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	25/10/2016		10,0	0,3	7,1		CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	09/11/2016	1,0	12,0		6,8	27,7	CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	07/12/2016	1,1	10,0		7,1	23,4	CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

							48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	11/01/2017	1,1	19,0		7,1	26,0	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	22/01/2017	0,5		0,8	7,1	25,9	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	13/03/2017	1,4	14,0	0,5	7,1	23,9	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	04/04/2017	1,8	11,0	0,4	7,3	23,7	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	18/05/2017	2,4	139,0	0,4	8,1	20,0	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	22/06/2017	1,3	12,0	0,4	8,2	17,2	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	20/07/2017	6,4	14,0	0,7	8,6	13,2	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	17/08/2017	3,0		0,3	7,0	17,8	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	18/09/2017	1,6	44,0	1,5	7,4	20,4	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	16/10/2017	0,6	29,0		6,8	20,6	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	06/11/2017	1,1	18,0		6,9	20,9	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	18/12/2017	2,8		1,6	7,6	25,1	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	15/01/2018	0,8	11,0	0,6	7,0	27,6	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	20/02/2018	1,0	18,0	0,8	7,4	25,3	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

P7	20/03/2018	2,4	14,0	0,1	7,4	24,9	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	16/04/2018	1,2	9,0	0,5	7,4	24,4	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	24/05/2018	2,3	5,0	0,5	7,4	18,4	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	18/06/2018	1,8	7,0	0,7	7,2	17,7	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	16/07/2018	1,1	2,0	1,3	6,2	18,4	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P7	30/08/2019	4,8	1,8	0,1	7,0	0,0	Sá (2021)
P7	30/10/2019	0,5		0,8	7,5	0,0	Sá (2021)
P7	31/01/2020					0,0	Sá (2021)
P7	21/02/2020	0,0	8,1	0,8	7,1	0,0	Sá (2021)
P6	01/10/2013	1,6		0,5	6,5	22,3	Silva (2016)
P6	07/11/2013	1,1		0,2	6,0	21,2	Silva (2016)
P6	06/12/2013	0,2		0,5	7,8	24,7	Silva (2016)
P6	22/01/2014	0,5		0,4	5,9	26,4	Silva (2016)
P6	14/02/2014	0,0		0,5	6,6	28,5	Silva (2016)
P6	18/02/2014	1,6		0,4	7,4	25,8	Silva (2016)
P6	30/03/2014	0,0		0,6	6,5	26,1	Silva (2016)
P6	16/04/2014	0,0		0,5	7,2	22,7	Silva (2016)
P6	29/04/2014	1,8		0,6	6,8	21,5	Silva (2016)
P6	19/08/2014	1,7	0,9	0,6	7,5	24,3	Rodrigues (2016)
P6	08/10/2014		7,7	0,5	6,9	25,0	Rodrigues (2016)
P6	06/11/2014		12,7	0,7	7,0	24,9	Rodrigues (2016)
P6	25/11/2014		11,3	1,0	7,2	23,3	Rodrigues (2016)
P6	11/12/2014	0,4	12,7	0,9	7,1	28,5	Rodrigues (2016)
P6	30/12/2014	0,5	3,3	0,8	6,8	28,6	Rodrigues (2016)

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

P6	12/01/2015		1,8	1,0	7,2	30,0	2,5	Rodrigues (2016)
P6	26/01/2015		10,6	0,8	6,9	27,6		Rodrigues (2016)
P6	10/02/2015		2,3	0,8	6,7	27,2		Rodrigues (2016)
P5	30/08/2019	2,8	2,4		7,4		0,0	Sá (2021)
P5	30/08/2019	3,3	3,2	0,5	7,5		0,0	Sá (2021)
P5	30/10/2020			1,0	7,4		0,0	Sá (2021)
P5	31/01/2020						0,0	Sá (2021)
P5	21/02/2020	0,0	7,2	0,7	7,1		0,0	Sá (2021)
P4	30/08/2019	2,9	7,1	1,1	7,3		0,0	Sá (2021)
P4	30/10/2019	1,1		1,0	7,6		0,0	Sá (2021)
P4	31/01/2020						0,0	Sá (2021)
P4	21/02/2020	0,0	13,4	0,9	7,3		0,0	Sá (2021)
P3	08/08/2008	1,0			7,1	19,4		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P3	14/08/2008				7,0	22,2	1,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P3	03/09/2008	0,3			7,2	23,2	1,0	Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P3	10/09/2008	1,0	246,0		6,8	19,4		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P3	17/09/2008	1,0	252,0		6,7	23,1		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P3	21/10/2008	2,2	35,1		6,3	22,4		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P3	11/11/2008	1,0	45,3		6,4	24,5		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P3	04/12/2008	3,3	90,6		6,4	21,2		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P3	15/01/2009	1,3			6,8	22,6		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P3	02/03/2009	0,9			6,5	26,8		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P3	13/03/2009							Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P3	12/05/2009	2,1	4,2		6,7	21,5		Gomes (2010)
P3	01/06/2009	1,2	8,3		7,1	17,1		Gomes (2010)

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

P3	22/06/2009	1,1	110,0		6,6	18,2		Gomes (2010)
P3	01/10/2013	0,3		0,4	6,4	17,4	0,2	Silva (2016)
P3	07/11/2013	0,6		0,2	5,9	19,9	0,2	Silva (2016)
P3	06/12/2013	0,2		0,6	7,7	23,5	0,2	Silva (2016)
P3	22/01/2014	1,6		0,3	6,3	27,6	0,2	Silva (2016)
P3	14/02/2014	0,2		0,4	7,5	27,2	0,3	Silva (2016)
P3	18/02/2014	0,7		0,4	7,4	25,0	0,3	Silva (2016)
P3	30/03/2014	0,3		0,4	6,4	25,6	0,2	Silva (2016)
P3	16/04/2014	0,3		0,1	7,2	21,4	0,2	Silva (2016)
P3	29/04/2014	2,3		0,1	7,3	21,0	0,2	Silva (2016)
P3	19/08/2014	0,5	3,8	0,2	7,6	23,2		Rodrigues (2016)
P3	08/10/2014	1,7	4,2	0,2	7,1	22,1		Rodrigues (2016)
P3	06/11/2014	2,1	4,1	0,5	6,9	23,7		Rodrigues (2016)
P3	25/11/2014	1,9	0,6	0,4	7,2	23,8		Rodrigues (2016)
P3	11/12/2014	2,1	7,3	0,3	7,3	26,4		Rodrigues (2016)
P3	30/12/2014	0,3	5,3	0,3	6,7	26,4		Rodrigues (2016)
P3	12/01/2015	0,5		0,5	7,1	28,2		Rodrigues (2016)
P3	26/01/2015	0,3	5,0	0,4	6,9	26,6		Rodrigues (2016)
P3	10/02/2015	0,0	1,8	0,6	6,9	27,5		Rodrigues (2016)
P2	08/08/2008	5,5			7,3	18,5		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P2	14/08/2008				7,2	18,1		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P2	03/09/2008	3,2			7,2	24,2		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P2	10/09/2008	1,0	233,0		6,7	19,7		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P2	17/09/2008	1,4	139,0		6,8	21,8		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P2	21/10/2008	3,2	28,5		6,6	22,0		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P2	11/11/2008	2,5	15,9		6,7	20,7		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P2	04/12/2008	5,5	84,0		6,6	19,7		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

P2	15/01/2009	3,2			7,1	22,7		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P2	02/03/2009	1,2			6,6	25,2		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P2	13/03/2009							Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P2	12/05/2009	1,6	7,9		6,6	22,1		Gomes (2010)
P2	01/06/2009	8,2	8,4		8,2	16,2		Gomes (2010)
P2	22/06/2009	2,1	100,0		6,6	19,5		Gomes (2010)
P2	07/03/2013	0,0	2,2	0,0	7,2	25,0		Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*
P2	09/12/2013	1,6	13,0	0,4	7,3	27,4	0,0	Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*
P2	21/03/2014	11,5	8,0	0,2	7,3	27,9	0,0	Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*
P2	01/10/2014	3,9	6,0	0,4	7,0	24,0		Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*
P2	01/12/2014	3,4	2,0	0,7	7,2	23,8		Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*
P2	01/02/2015	2,5	4,0	0,2	6,6	25,8		Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*
P2	01/04/2015	3,1	7,0	2,1	6,7	23,0		Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*
P2	01/06/2015	5,0	2,0	0,1	6,3	21,1		Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*
P2	01/08/2015	5,6	8,8	0,3	6,6	22,4		Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*
P2	01/10/2015	5,2	3,6	0,1	7,2	20,3		Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)**
P2	01/12/2015	3,6	5,4	0,3	6,3	25,0		Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)**

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

							8360/2015)*
P2	01/02/2015	1,8	7,2	0,4	5,4	27,0	Monitoramento Sapiens Park (LAO N° 8360/2015)*
P2	19/08/2014	2,6	4,7	0,3	7,6	23,3	Rodrigues (2016)
P2	08/10/2014	2,0	5,7	0,2	7,1	22,1	Rodrigues (2016)
P2	06/11/2014	1,3	7,7	0,4	6,8	23,4	Rodrigues (2016)
P2	25/11/2014	0,2	2,5	0,7	7,3	23,7	Rodrigues (2016)
P2	11/12/2014	2,2	9,2	0,5	7,2	27,6	Rodrigues (2016)
P2	30/12/2014	1,1	5,7	0,3	6,9	27,4	Rodrigues (2016)
P2	12/01/2015	0,8		0,7	7,1	28,4	Rodrigues (2016)
P2	26/01/2015	1,4	1,9	0,7	6,9	27,3	Rodrigues (2016)
P2	10/02/2015	0,4	2,7	0,5	6,9	27,5	Rodrigues (2016)
P2	10/02/2015			0,6	7,7	26,1	CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	17/03/2015			0,4	7,3	24,5	CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	11/05/2015	5,8	2,0	0,4	7,4	20,4	CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	08/06/2015	6,5	5,0	0,3	7,4	20,8	CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	06/07/2015	6,5	3,0	0,3	6,9	18,8	CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	06/08/2015	6,9	2,0	0,2	7,1	21,4	CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	23/09/2015	5,1	40,0		7,3	21,7	CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	14/10/2015	7,7	6,0	0,3	6,6	19,1	CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	11/11/2015			0,3	7,4		CASAN (extraídos do ACP n° 5022777-

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

								48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	07/12/2015	3,6	4,0	0,3	7,4	20,7		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	18/05/2016		16,0					CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	06/06/2016		2,0		6,8	14,9		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	04/07/2016	5,7	3,0	0,4	6,7	21,5		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	03/08/2016	3,4	6,0	0,4	7,4	16,7		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	13/09/2016	4,3	7,0	0,2	7,9	21,0		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	25/10/2016		8,0	0,1	6,9			CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	09/11/2016	7,1	6,0		6,5	24,5		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	07/12/2016	3,1	9,0		6,9	23,8		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	11/01/2017	6,4	7,0		6,8	26,0		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	22/01/2017	1,6		1,3	7,1	26,7		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	13/03/2017	3,0	2,0	0,2	6,8	24,4		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	04/04/2017	3,9	11,0	0,1	6,6	23,3		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	18/05/2017	1,4	138,0	1,1	7,8	20,0		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777- 48.2015.4.04.7200/SC)*

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

P2	22/06/2017	1,8	6,0	0,4	8,0	18,1	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	20/07/2017	3,2	10,0	0,7	8,0	14,8	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	17/08/2017	1,8		1,0	6,6	18,6	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	18/09/2017	1,9	53,3	1,5	6,7	19,7	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	16/10/2017	1,5	5,0		6,5	21,0	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	06/11/2017	3,5	9,0		6,9	21,4	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	18/12/2017	2,4	38,0	1,9	7,9	25,1	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	15/01/2018	3,6	7,0	0,2	6,8	24,5	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	20/02/2018	6,7	2,0	0,1	7,0	25,3	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	20/03/2018						CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	16/04/2018						CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	24/05/2018						CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	18/06/2018	6,3	4,0	0,1	6,1	21,1	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	16/07/2018	5,8	7,0	0,1	5,7	21,7	CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	01/12/2017	1,4	25,0	1,1	7,3	27,2	CASAN (extraídos do

Continuação: **APÊNDICE B – DADOS QUALIDADE DA ÁGUA**

								ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	01/02/2018	3,7	8,6	0,3	7,0	27,4		CASAN (extraídos do ACP nº 5022777-48.2015.4.04.7200/SC)*
P2	30/08/2019	3,1	8,1	1,2	7,4		0,0	Sá (2021)
P2	30/10/2019	3,3		0,3	7,8		0,0	Sá (2021)
P2	31/01/2020						0,0	Sá (2021)
P2	21/02/2020	0,0	17,6	1,2	7,3		0,0	Sá (2021)
P1	08/08/2008	5,3			6,9	18,2		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P1	14/08/2008				7,1	17,8		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P1	03/09/2008	7,0			6,9	19,6		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P1	10/09/2008	8,1	2,1		7,0	17,1		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P1	17/09/2008	6,4	3,6		6,6	21,3		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P1	21/10/2008	7,3	3,3		7,0	19,3		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P1	11/11/2008	7,4	1,2		6,5	19,3		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P1	04/12/2008	6,7	5,5		6,9	18,2		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P1	15/01/2009	8,3			6,7	19,1		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P1	02/03/2009	2,3			7,2	24,0		Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P1	13/03/2009							Brentano et al. (2013); Vitorette (2008)**
P1	12/05/2009	7,9	8,1		6,4	20,1		Gomes (2010)
P1	01/06/2009	2,0	7,6		7,0	19,0		Gomes (2010)
P1	22/06/2009	6,6	44,0		7,1	18,0		Gomes (2010)

* Dados não publicados em eventos científicos ou estudos acadêmicos, obtidos a partir do Banco de Dados da E.E. Carijós.

** Há sobreposição de dados e os mesmos produziram mais de uma publicação.

Fonte: Elaborado pela autora (2020).