



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGIA VEGETAL)**

**DISTRIBUIÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM RELAÇÃO A UM
GRADIENTE AMBIENTAL NA BACIA DO RIO ITANHAÉM, SP**

GISELE BIEM MORI

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal).

Março - 2014

**DISTRIBUIÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM RELAÇÃO A UM
GRADIENTE AMBIENTAL NA BACIA DO RIO ITANHAÉM, SP**

GISELE BIEM MORI

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências do Câmpus de Rio Claro,
Universidade Estadual Paulista, como parte
dos requisitos para obtenção do título de
Mestre em Ciências Biológicas (Biologia
Vegetal).

Orientador: Prof. Dr. Antonio Fernando Monteriro Camargo

Março – 2014

574.5263 Mori, Gisele Biem

M854d Distribuição de macrófitas aquáticas em relação a um
gradiente ambiental na bacia do rio Itanhaém, SP / Gisele
Biem Mori. - Rio Claro, 2014

96 f. : il., figs., gráfs., tabs., fots., mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Instituto de Biociências de Rio Claro

Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo

Coorientador: Silvio Frosini de Barros Ferraz

1. Ecologia aquática. 2. Contínuo fluvial. 3. Variáveis
abióticas. 4. Distribuição de espécies. 5. GLM. 6. PRDA. I.
Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

Dedico este trabalho
à minha família....

..... por tudo que me ensinaram e pelo
imenso apoio e carinho em todos os
momentos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao **Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo** pela orientação, ensinamentos, por acreditar no meu trabalho, pelas oportunidades que me ofereceu e pela amizade.

Ao **Prof. Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz** pela coorientação neste trabalho e pela oportunidade de trabalharmos mais uma vez juntos.

Ao técnico **Carlos Fernando Sanches** do Departamento de Ecologia da Unesp – Rio Claro, pelo auxílio nas coletas de campo, análises em laboratório e pela grande amizade, carinho e bom humor que estão sempre presentes ao seu lado.

Ao **Departamento de Ecologia da Unesp de Rio Claro**, pelo apoio concedido, e a todos os colegas e funcionários que tornam aquele ambiente tão agradável.

Ao **seu Zé e à Dona Neuza** do Centro de Pesquisas de Itanhaém, pelo apoio e acolhimento durante os trabalhos de campo.

À turma do LEA e agregados, **Laís, João, Alexandre, Royal, Bruna, Amarílis, Victor**, pelo apoio, encontros e risadas, em especial à **Cris e Léo**, pelas discussões e conselhos sobre o trabalho.

À **Profa. Dra. Alessandra Ike Coan** pela ajuda na identificação de uma de minhas espécies.

Ao **Prof. Dr. Tadeu de Siqueira Barros** pela ajuda com as análises estatísticas.

Aos colegas do **Departamento de Botânica da Unesp de Rio Claro**, pela ótima convivência, amizade e aprendizado.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (**FAPESP**) pela concessão das bolsas de mestrado (2012/08510-5).

À todos os **funcionários da Unesp de Rio Claro**, sem os quais esta Universidade não funcionaria.

Ao pessoal da **minha turma** que também permaneceu em Rio Claro, pela amizade e carinho, principalmente à **Pameli**, grande companheira que sempre me ajudou muito desde o início da graduação.

Aos meus grandes amigos **Nati, Moyra, Cazuza, Aline, Iéti, Sean e Disco**, que deixaram muita saudade, mas que, perto ou longe, estão presente em todos os momentos.

Às minhas companheiras de casa **Irene e Mariana**, pelas ótimas vivências, aprendizado e amizade, que tornaram essa casa um verdadeiro lar.

Ao **Tales**, pelo apoio, amizade e companheirismo.

À **Paola, Pri, Diogo, Bruna, Natizinha, Pantoja**, grandes amigos e fiéis companheiros.

À minha professora de Yoga **Bete**, pelos ensinamentos, ao **Surya, Iepy** e todos os companheiros da Yoga.

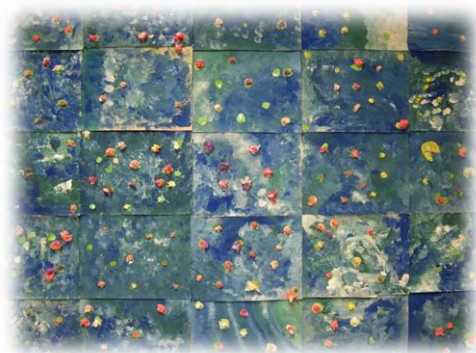
À **turma do tecido**, pelos treinos, alegrias e experiências trocadas.

Às minhas queridas amigas de longa data, **Maíra, Melina, Deborah, Tali, Ligia**, especiais demais para descrever em palavras.

Agradeço principalmente à minha família pelo apoio em minhas decisões, aos meus pais **Célia e José** que acreditaram em mim, à minha irmã **Raquel** pela amizade e companheirismo e ao **Olavo**, meu cãozinho e fiel companheiro.

À **Itanhaém**, pela beleza de seus rios, histórias e por tudo que me proporcionou neste trabalho.

À todos que de alguma forma me ajudaram a finalizar esta etapa, obrigada!



*"A tragédia moderna é a procura vã de adaptação do
homem ao estado de coisas que ele criou."*

RESUMO GERAL

Gradientes ambientais têm sido utilizados amplamente como ferramenta ecológica para se compreender a dinâmica e o funcionamento dos ecossistemas, sendo que em bacias hidrográficas apresentam um diferencial pela conectividade que os rios e riachos apresentam dentro do sistema de drenagem, como proposto pelo Conceito do Contínuo Fluvial (*River Continuum concept* - RCC). As macrófitas aquáticas, um componente importante da flora aquática, respondem às características ambientais que influenciam sua ocorrência e distribuição. Neste estudo buscou-se verificar a ocorrência de um gradiente de características abióticas e de distribuição de macrófitas aquáticas em um trecho de rio da bacia do rio Itanhaém, São Paulo, com a finalidade de compreender se o funcionamento deste trecho pode ser explicado pelo RCC; e verificar quais características abióticas são mais importantes na ocorrência de macrófitas aquáticas. A amostragem foi realizada no sentido foz-cabeceira em 51 pontos amostrais (com 500 metros de distância entre si) de variáveis abióticas (limnológicas e do canal), e a ocorrência das espécies foi determinada através da presença ou ausência delas nos pontos. As espécies de macrófitas aquáticas estudadas foram: *Egeria densa*, *Cabomba furcata*, *Potamogeton pusillus*, *P. polygonus*, *Utricularia foliosa*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*. As variáveis abióticas e a ocorrência das espécies foram plotadas em gráficos *scatterplots* em relação à distância entre os pontos, para verificar a presença do gradiente ao longo do trecho e ajustados modelos lineares para cada variável. A importância das variáveis abióticas para a ocorrência das espécies foi analisada por meio de Modelos Lineares Generalizados (GLM). Para verificar a importância do conjunto de variáveis em todas as espécies (comunidade) foi realizada uma Análise de Redundância Parcial (pRDA). Nossos resultados mostraram que as variáveis abióticas e as macrófitas aquáticas apresentaram um gradiente no trecho como previsto pelo RCC. *Egeria densa* e *C. furcata* foram as espécies mais abundantes e apresentaram maior relação com fósforo do substrato, profundidade do canal e declividade da margem. As espécies *P. stratiotes* e *S. molesta* ocorreram na região intermediária do trecho e apresentaram relação com velocidade de corrente, temperatura e oxigênio. *Potamogeton polygonus* foi a espécie com ocorrência mais restrita e, juntamente com *P. pusillus*, ocorreu apenas na região superior do trecho. *Utricularia foliosa* ocorreu apenas na região intermediária. Estas três espécies não apresentaram relação com as características abióticas obtidas. A pRDA mostrou que a comunidade de macrófitas é mais explicada pela combinação de características da água e do canal. Nossos resultados mostraram a presença de um gradiente biótico e abiótico no ambiente estudado, que as espécies respondem mais à combinação das características limnológicas e do canal e à importância desta última em ambientes lóticos.

Palavras-chave: Contínuo fluvial, variáveis abióticas, distribuição de espécies, GLM, pRDA

ABSTRACT

Environmental gradients have been widely used as an ecological framework to understand the dynamic and functioning of ecosystems. Watersheds show a different aspect because of the connectivity of rivers and streams in the drainage network, as proposed in the River Continuum Concept (RCC). The aquatic macrophytes, an important component of the aquatic flora, respond to environmental characteristics that influence their occurrence and distribution. In this study we verify the presence of an environmental gradient of abiotic characteristics and macrophytes distribution in a river's stretch in the Itanhaém river basin, São Paulo, in order to understand if it can be explained by the RCC; and verify which abiotic characteristics are more important in the occurrence of species of aquatic macrophytes. The sampling was realized in downstream-upstream direction in 51 sampling points (500 meters of distance between them) of abiotic variables (limnological and of the channel) and occurrence of the species was determinate by the presence and absence of them in the points. The species of the study were: *Egeria densa*, *Cabomba furcata*, *Potamogeton pusillus*, *P. polygonus*, *Utricularia foliosa*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*. The abiotic variables and the species occurrence were analysis in scatterplots in relation to the distance between the sampling points to verify the presence of the gradient along the stretch and were adjusted in linear models. The importance of abiotic variables for species occurrence was analyzed by Generalized Linear Models (GLM). To verify the importance of the group of variables in the community was realized a Partial Redundancy Analysis (pRDA). Our results showed that the stretch presents an environmental gradient of abiotic characteristics and species distribution as proposed by the RCC. *Egeria densa* and *C. furcata* were the more abundant species and were related to total phosphorus of the substrate, channel depth and margin slope. The specie *P. polygonus* was the less abundant and together with *P. pusillus*, occurred only in the superior area of the stretch. *Utricularia foliosa* just occurred in the middle of the area. This three species doesn't show any relationship with the abiotic variables. The pRDA showed that the community of macrophytes are more explained by the combination of channel and limnological variables. Our results showed a biotic and abiotic gradient in the study area, and that the species respond mainly to the combination of limnological and channel variables, and the importance of this last one for lotic environmental.

Keywords: River continuum, abiotic variables, species distribution, GLM, pRDA

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do rio Itanhaém no litoral sul do Estado de São Paulo. Destaque para o trecho de estudo (1) rio Itanhaém, (2) rio Branco e (3) rio Mambú. Coordenadas em UTM. (Fonte: elaborado pela autora).....	32
Figura 2. Pontos de coleta no trecho estudado (51 pontos), sentido foz-cabeceira.	34
Figura 3. Gráfico scatterplot da elevação do terreno (m) em relação a distância dos pontos no trecho de coleta (Km).....	39
Figura 4. Gráfico scatterplot da variável largura do canal (m) em relação a distância dos pontos no trecho de coleta (Km).....	40
Figura 5. Tipo de substrato ao longo do trecho.	41
Figura 6. Gráfico scatterplot da variável temperatura (°C) em relação a distância dos pontos no trecho de coleta (Km).....	42
Figura 7. Gráfico scatterplot da variável material em suspensão (mg.L^{-1}) em relação à distância dos pontos no trecho de coleta (Km).....	43
Figura 8. Gráfico scatterplot da variável oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) em relação à distância dos pontos no trecho de coleta (Km).....	44
Figura 9. Pontos de ocorrência de <i>Egeria densa</i>	45
Figura 10. Pontos de ocorrência de <i>Cabomba furcata</i>	46
Figura 11. Pontos de ocorrência de <i>Potamogeton pusillus</i>	46
Figura 12. Pontos de ocorrência de <i>Potamogeton polygonus</i>	47
Figura 13. Pontos de ocorrência de <i>Utricularia foliosa</i>	47
Figura 14. Pontos de ocorrência de <i>Pistia stratiotes</i>	48
Figura 15. Pontos de ocorrência de <i>Salvinia molesta</i>	48
Figura 16. Gráfico do número de pontos de cada espécie e sua porcentagem de ocorrência no trecho de estudo.	49
Figura 17. Distribuição das espécies de macrófitas aquáticas no trecho estudado.....	50
Figura 18. Localização da bacia hidrográfica do rio Itanhaém no litoral sul do Estado de São Paulo. Destaque para o trecho de estudo (1) rio Itanhaém, (2) rio Branco e (3) rio Mambú. Coordenadas em UTM. (Fonte: elaborado pela autora).....	65
Figura 19. Diagrama da análise RDA parcial (pRDA). Os círculos representam o conjunto de variáveis ambientais (a. variáveis limnológicas da água, b. variáveis do canal, c. variáveis espaciais). Os valores indicam a porcentagem de explicação dos conjuntos e das interações. $R^2_{\text{adj}}=0,27$, resíduos=0,72.....	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Variáveis do canal.....	35
Tabela 2. Variáveis limnológicas.	37
Tabela 3. Variáveis do canal.....	67
Tabela 4. Variáveis limnológicas.	69
Tabela 5. Modelos de regressão GLM (logística) para ocorrência de macrófitas aquáticas no trecho de rio da bacia do rio Itanhaém, SP. ‘+’ relação positiva, ‘-’ relação negativa. AICc=valor de Akaike corrigido.	72

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	12
1 REVISÃO DE LITERATURA.....	15
1.1 GRADIENTES AMBIENTAIS EM RIOS.....	15
1.2 DISTRIBUIÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS.....	20
REFERÊNCIAS.....	25
2 GRADIENTE AMBIENTAL E DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM UM TRECHO DE RIO NA BACIA NO RIO ITANHAÉM, SÃO PAULO.....	29
2.1 INTRODUÇÃO.....	29
2.2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	31
2.2.1 Área de estudo.....	31
2.2.2 Amostragem.....	33
2.2.2.1 <i>VARIÁVEIS DO CANAL.....</i>	34
2.2.2.2 <i>VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS.....</i>	36
2.2.2.3 <i>OCORRÊNCIA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS.....</i>	37
2.2.3 Análise dos dados.....	38
2.2.3.1 <i>CARACTERIZAÇÃO DO GRADIENTE AMBIENTAL.....</i>	38
2.2.3.2 <i>GRADIENTE DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES.....</i>	38
2.3 RESULTADOS.....	39
2.3.1 Varáveis do canal.....	39
2.3.2 Variáveis limnológicas.....	41
2.3.3 Distribuição de espécies de macrófitas aquáticas.....	44
2.4 DISCUSSÃO.....	50
2.5 CONCLUSÕES.....	55
REFERÊNCIAS.....	56
3. IMPORTÂNCIA DAS CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA, DO CANAL E DO ESPAÇO NA OCORRÊNCIA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS.....	62
3.1 INTRODUÇÃO.....	62
3.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	64
3.2.1 Área de estudo.....	64

3.2.2 Amostragem	66
3.2.2.1 <i>VARIÁVEIS DO CANAL</i>	66
3.2.2.2 <i>VARIÁVEIS ESPACIAIS</i>	68
3.2.2.3 <i>VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS</i>	69
3.2.2.4 <i>OCORRÊNCIA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS</i>	70
3.2.3 Análise dos dados	70
3.3 RESULTADOS	72
3.3.1 Regressão	72
3.3.2 RDA parcial	74
3.4 DISCUSSÃO	76
3.4.1 Importância das variáveis abióticas nas diferentes espécies	76
3.4.2 Variáveis limnológicas, do canal e espaciais e a comunidade de macrófitas	79
3.5 CONCLUSÕES	82
REFERÊNCIAS	83
 CONCLUSÃO GERAL	 88
 APÊNDICE A	 89
APÊNDICE B	90
APÊNDICE C	92
APÊNDICE D	93
APÊNDICE E	95

INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas fluviais são um dos ambientes mais afetados pela ação humana, e os efeitos nas características destes ambientes podem afetar sua dinâmica e as comunidades de organismos existentes. A zona costeira brasileira hoje abriga a maior parte das regiões metropolitanas, em grande parte pelo seu histórico de ocupação territorial (Afonso, 2006). A Baixada Santista fez parte desse processo de uso e ocupação, tendo ganhado importância com o desenvolvimento da cultura cafeeira, do porto de Santos e o desenvolvimento da capital paulista (Afonso, 2006; Carmo & Silva, 2009). Posteriormente, as migrações para usufruto de práticas turísticas aumentaram os impactos na região, principalmente a partir da década de 1970 (Carmo & Silva, 2009). O município de Itanhaém faz parte dessa região, juntamente com Bertioga, Cubatão, Guarujá, Mongaguá, Peruíbe, Praia Grande, Santos e São Vicente (IBGE, 2010).

A bacia do rio Itanhaém é a segunda maior bacia litorânea do estado de São Paulo e possui ecossistemas lóticos que percorrem áreas com diferentes características de altitude, geologia e vegetação. A região superior da bacia encontra-se dentro dos limites do Parque Estadual da Serra do Mar, uma área serrana com vegetação de Mata Atlântica bem preservada (Camargo & Pereira, 2002). A região intermediária da bacia sofre influências antrópicas de propriedades com cultivos de banana e culturas de subsistência. A região de planície costeira apresenta vegetação de restinga e manguezais, e sofre forte influência antrópica como lançamento de efluentes urbanos, aterros, retificação de canais e desmatamento (Camargo & Pereira, 2002).

Na bacia do rio Itanhaém ocorrem diferentes tipos de água, como águas claras, brancas e pretas (Camargo et al., 1996), e possui uma grande diversidade de espécies de macrófitas aquáticas de diferentes tipos ecológicos (formas de vida). Foram registradas 39 espécies, distribuídas em 35 gêneros e 22 famílias (Umetsu, 2014). Por exemplo,

Crinum procerum (Amaryllidaceae), *Lemna valdiviana* e *Pistia stratiotes* (Araceae), *Cyperus giganteus*, *Scirpus californicus*, *Eleocharis interstincta* e *E. minima* (Cyperaceae), *Egeria densa* e *Limnobium laevigatum* (Hydrocharitaceae), *Urochloa arrecta*, *Spartina alterniflora*, *Panicum pernambucense* (Poaceae), *Vigna lasiocarpa* (Fabaceae), *Utricularia foliosa* (Lentibulariaceae), *Eichornia azurea* e *E. crassipes* (Pontederiaceae), entre outras (Umetsu, 2014).

Como grande parte da região superior da bacia se encontra dentro dos limites do Parque, ela ainda apresenta um bom estado de conservação, apesar da pressão das regiões metropolitanas ao redor. Somado a isso, a diversidade de características presentes nesta bacia a tornam um ambiente adequado para a realização de estudos entre as relações do ecossistema aquático e terrestre e consequente embasamento para o desenvolvimento de planos de manejo e conservação.

O presente estudo pretende enriquecer o conhecimento em ecologia de ambientes aquáticos e bacias hidrográficas, podendo contribuir para práticas de manejo e conservação. Dessa forma, este estudo buscou responder as seguintes questões: 1) Existe um gradiente de características abióticas e de distribuição de macrófitas aquáticas em um trecho da bacia do rio Itanhaém? O Conceito do Contínuo Fluvial pode explicar o funcionamento deste trecho? 2) Quais as características abióticas mais importantes na distribuição das macrófitas aquáticas?

A dissertação foi organizada em três capítulos, sendo o primeiro uma revisão bibliográfica, e o segundo e o terceiro elaborados no formato de artigos científicos:

- Capítulo 1: refere-se à revisão de literatura, com fundamentação teórica para conceituar os temas do trabalho e dar sustentação ao seu desenvolvimento. Foi subdividido em dois assuntos. O primeiro refere-se à presença de gradientes ambientais em ecossistemas aquáticos com base no conceito do Contínuo Fluvial. O segundo

refere-se à distribuição de macrófitas aquáticas em relação a características abióticas em rios.

- Capítulo 2: analisa a presença de um gradiente ambiental de características abióticas do canal e da água, e de distribuição de espécies de macrófitas aquáticas em um trecho de rio da bacia do rio Itanhaém, de forma a testar o Conceito do Contínuo Fluvial.

- Capítulo 3: analisa a importância das variáveis da água, do canal e espaciais na ocorrência de macrófitas aquáticas.

1 REVISÃO DE LITERATURA

1.1 GRADIENTES AMBIENTAIS EM RIOS

Os ecossistemas fluviais são formados pelas redes de rios e riachos e pela paisagem a qual eles drenam. Este conjunto da paisagem e da rede hidrográfica é denominado de bacia de drenagem ou de bacia hidrográfica (Ward, 1998; Allan & Castillo, 2007). A bacia hidrográfica possui características geomorfológicas, hidrológicas e também características de uso e ocupação do solo, que se refletem em toda a água que passa pela rede de rios e riachos (Reinfelds et al., 2004). Por sua vez, esta rede forma um sistema fluvial hierárquico que conectam os rios desde as cabeceiras até a foz (Poole, 2002; Allan & Castillo, 2007). Assim, estes ecossistemas exibem uma conectividade tanto lateral, entre o canal e a margem; como longitudinal, no sentido cabeceira/foz; e vertical, entre meio superficial e subterrâneo (Allan & Castillo, 2007), formando uma rede complexa de interações.

Nestes ecossistemas também existem alterações locais como do clima e a diversidade biótica e sua interação com o meio (Allan & Castillo, 2007). Dessa forma, estes ecossistemas apresentam uma grande diversidade de características capazes de formar ambientes diversos que irão possuir variados organismos com diferentes interações.

As mudanças longitudinais ao longo do curso de um rio são bem conhecidas. Como os sistemas fluviais possuem uma organização hierárquica (Allan & Castillo, 2007), a dinâmica longitudinal no curso do rio tem grande influência dentro do sistema. Esta visão da dinâmica longitudinal do rio, formando um gradiente de características foi proposto por Vannote et al. (1980) no Conceito do Contínuo Fluvial (*River Continuum Concept - RCC*).

De acordo com este conceito, as variáveis físicas dentro de um sistema fluvial apresentam um gradiente contínuo, no sentido cabeceira-foz, de características como largura, profundidade, declividade da margem, velocidade de corrente, volume de água e temperatura. As organizações biológicas se ajustam funcionalmente e estruturalmente às características físicas redistribuindo a energia pelo sistema, em busca do equilíbrio (Cummins & Wilzbach, 2008; Jiang et al., 2010). Desta maneira, o gradiente longitudinal do rio combina a instabilidade das variações físicas do canal com a estabilidade das comunidades biológicas presentes, formando um equilíbrio dinâmico (Vannote, et al., 1980).

Este gradiente longitudinal está relacionado em grande parte à estrutura e ao tamanho dos rios (Vannote, et al., 1980; Naiman et al., 1987). Riachos de cabeceira, que se localizam em áreas próximas a encostas, apresentam um perfil tipicamente mais íngreme e são caracterizados por apresentarem menor largura e profundidade, e uma maior velocidade de corrente. Além disso, as áreas de cabeceira apresentam vales mais profundos, em formato de V podendo formar pequenas cachoeiras ou corredeiras (Barendregt & Bio, 2003; Allan & Castillo, 2007; Hauer & Lamberti, 2006). Os sedimentos vindos da serra são transportados rio abaixo, principalmente os de granulometria menor, permanecendo nestas áreas os sedimentos de maior tamanho, como seixos e cascalhos (Naiman et al., 2005). Nestes ambientes, a influência da vegetação ripária é maior, a produtividade primária autóctone é reduzida devido ao sombreamento da vegetação e a matéria orgânica alóctone é a principal fonte de energia (Fletcher et al., 2000; Naiman et al., 2005; Cummins & Wilzbach, 2008). Além disso, a vegetação ripária também proporciona uma maior homogeneidade térmica, ou seja, a variação de temperatura nas nascentes ao longo do dia é reduzida. Neste ambiente ocorre a máxima interface do ambiente aquático com o ambiente terrestre e, é onde,

acontecem as maiores transformações e processamentos de materiais terrestres (Vannote et al., 1980).

Nas áreas intermediárias os vales se tornam mais amplos e as encostas mais suaves. Com a junção dos tributários, alguns meandros se formam e a largura do rio aumenta (Allan & Castillo, 2007). Consequentemente, a importância da entrada de matéria orgânica do meio terrestre diminui e ocorre um aumento da importância da produtividade primária autóctone, como resultado do crescimento de algas e plantas vasculares (Naiman et al., 2005). O tamanho dos grânulos do sedimento se torna mais reduzido conforme vão sendo transportados e processados rios abaixo (Reinfelds et al., 2004; Loucks, 2008).

Na desembocadura do rio, em áreas mais planas, o fluxo de descarga é maior devido à junção com outros tributários, porém, como a largura e a profundidade do canal também são maiores a velocidade de corrente é reduzida em comparação às áreas de cabeceira e nos trechos médios do rio, caracterizando um ambiente mais lântico (Lite et al., 2005; Hauer & Lamberti, 2006). A influência da vegetação ripária sobre o ambiente aquático é menor e este passa a ser mais dependente do transporte de materiais dos locais à montante do rio e de seus tributários e das entradas locais de matéria orgânica alóctone e de luz (Vannote et al., 1980). Como consequência dos processos físicos e biológicos no transporte de materiais, o material orgânico em suspensão e o sedimento tornam-se progressivamente com grânulos menores ao longo do contínuo, podendo formar zonas de sedimentação onde os vales são quase planos (Allan & Castillo, 2007). Como a influência da vegetação ripária é baixa, a produtividade primária torna-se mais importante na produção de energia e alimento dentro do ecossistema. A produtividade primária é controlada pela atenuação de luz provocada pela turbidez da coluna de água (Vannote et al., 1980; Loucks, 2008). Além disso, as

áreas mais baixas do rio também são caracterizadas por apresentarem uma maior concentração de nutrientes, devido ao efeito cumulativo da rede de drenagem (Cummins & Wilzbach, 2008).

Os sistemas fluviais possuem um gradiente de características físicas que determinam um regime mais heterotrófico nas águas de cabeceiras (mais influenciado pelo ambiente terrestre), e um regime mais autotrófico nas regiões intermediárias e na foz do rio (mais influenciado pelo próprio ambiente aquático) (Vannote et al., 1980). Estas alterações ao longo do curso do rio formam também ambientes diferentes para as comunidades biológicas, que muitas vezes também apresentam um gradiente de distribuição. Diversos estudos acerca destas interações mostraram como estas influenciam a distribuição de peixes e invertebrados aquáticos (Theodoropoulos & Iliopoulou-Georgudaki, 2010; Jiang et al., 2010; Tagliaferro et al., 2013), mostrando a importância destas características na determinação dos habitats e na estruturação das comunidades.

Distúrbios naturais e gradientes ambientais atuam como um *feedback* positivo entre a conectividade e a heterogeneidade espacial que leva a padrões em larga escala e a processos responsáveis por níveis elevados de biodiversidade (Ward, 1998). A compreensão do funcionamento do ecossistema aquático e a interação do meio biótico e abiótico são importantes para fins de manejo e conservação, visto que os ambientes aquáticos são uns dos mais afetados pelo impacto antrópico (Looy et al., 2013; Liu et al., 2014). Impactos antrópicos como canalização de rios, construção de barragens e hidrelétricas, por exemplo, podem alterar os regimes de distúrbios naturais, romper gradientes ambientais, eliminando a ligação entre a nascente e a foz e isolando canais de rios do sistema ripário do sistema de planície e aquífero subterrâneo. Essas alterações

interferem na diversificação de habitats e trajetórias migratórias, reduzindo a biodiversidade (Ward, 1998).

A demanda por água tem aumentado globalmente para usos urbanos, industriais e agrícolas (Liu et al., 2014). Para suprir esta demanda, a construção de represas de grande e pequeno porte tem crescido, afetando os ecossistemas fluviais (Xiaoyan et al., 2010); por exemplo, mais da metade dos grandes rios do mundo estão afetados pela construção de represas (Looy et al., 2013). Como muitos sistemas fluviais estão ligados pela conectividade das redes hidrográficas, a construção de barragens interfere de diversas formas na dinâmica dos rios, alterando sua configuração e consequentemente a formação de habitats (Ward, 1998).

As características físicas do canal dos rios formam ambientes e habitats como poços e cascatas que determinam uma composição biótica, e a alteração no fluxo dos rios irá alterar a formação destes habitats (Richter & Thomaz, 2007). As espécies aquáticas possuem estratégias de vida, como o tempo de reprodução, que podem estar ligadas à dinâmica das cheias, ou algumas espécies estão ligadas à conectividade lateral e longitudinal dos rios. Além disso, algumas espécies invasoras também podem ter seu desenvolvimento facilitado pelas alterações de regime e fluxo de água (Richter & Thomaz, 2007).

Outras atividades como o desmatamento e a substituição da paisagem natural por áreas urbanas ou rurais também afetam o ecossistema aquático. A retirada da vegetação ripária aumenta a incidência de luz, que pode facilitar a colonização por algas e macrófitas aquáticas (*i.e* Fletcher et al., 2000). Além disso, a vegetação ripária é importante fonte de energia para o ambiente aquático, especialmente em riachos que possuem esta vegetação como principal fonte de entrada de matéria orgânica alóctone (Vannote et al., 1980). A vegetação ripária também apresenta outros aspectos

importantes para conservação do ambiente aquático, como diminuição da entrada de sedimentos e também de poluentes, no caso de paisagens com usos agrícolas e industriais (Naiman et al., 2005).

Com base no exposto acima, entender a dinâmica longitudinal de um rio é uma ferramenta importante para estudar a distribuição de organismos aquáticos e também as consequências de distúrbios naturais e impactos antrópicos, visando à conservação e manejo destes ambientes e organismos.

1.2 DISTRIBUIÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

O termo macrófita aquática se refere a uma diversidade de organismos vegetais macroscópicos que habitam desde brejos a ambientes totalmente submersos (Esteves, 1988). Este grupo inclui espécies de grupos taxonômicos distintos como macroalgas, briófitas, pteridófitas e espermatófitas (Thomaz & Esteves, 2011).

Devido a sua grande diversidade taxonômica, estes grupos apresentam uma classificação de acordo com a sua forma de vida ou tipo biológico/ecológico que está relacionada à sua forma de crescimento e fixação. De acordo com Thomaz e Esteves (2011), as principais formas de vida são: macrófitas emersas, com folhas flutuantes, submersas enraizadas, submersas livres e flutuantes livres.

As macrófitas aquáticas desempenham diversas funções ecológicas dentro do ecossistema aquático e possuem uma grande importância na dinâmica e funcionamento do mesmo, sendo um componente importante para sua conservação (Tundisi & Tundisi, 2008; Bornette & Puijalon, 2010; Kurar et al., 2011; Thomas & Esteves, 2011). Estes vegetais atuam como produtores primários, fornecem habitat e refúgio para o perifíton, zooplâncton, invertebrados e vertebrados (Bornette & Puijalon, 2010; Thomaz & Esteves, 2011; Monolaki & Pastergiadou, 2012), também têm uma participação

importante nos ciclos biogeoquímicos (Esteves & Camargo, 1986; Bornette & Puijalon, 2010) e influenciam a hidrologia e dinâmica de sedimentos do ecossistema aquático através de seus efeitos no fluxo da água e aprisionamento e ressuspensão de partículas (Vannote et al., 1980). Também são consideradas como importantes bioindicadores ecológicos do estado trófico de ecossistemas aquáticos, pois algumas espécies ou grupos são intolerantes a alguns tipos de água ou sensíveis a impactos antrópicos (Manolaki & Papastergiadou, 2012).

As macrófitas aquáticas se distribuem no ambiente e interagem com ele de acordo com as características de suas formas de vida. Por sua vez, as características dos ecossistemas aquáticos que favorecem o estabelecimento e desenvolvimento desses vegetais diferem entre essas formas de vida. Os principais fatores abióticos que influenciam a sua distribuição são: luz, temperatura, conteúdo de nutrientes na água, tipo e composição do substrato, movimento da água e distúrbios naturais e antrópicos (Bornette & Puijalon, 2010; Grinberga, 2010).

A luz que incide na coluna de água está relacionada à transparência da água, sendo influenciada pela sua cor e pela concentração de sedimentos em suspensão e plâncton. Geralmente, as macrófitas ocorrem entre 0 e 4 metros de profundidade (Bornette & Puijalon, 2010). As angiospermas preferem ambientes mais rasos do que as briófitas e carófitas. O mínimo de luz necessária para as espécies submersas está relacionado à sua forma de crescimento, por exemplo, as espécies em rosetas preferem águas mais claras, enquanto as talosas se estabelecem em águas mais profundas, pois são capazes de produzir pedúnculos mais eretos (Bornette & Puijalon, 2010). O sombreamento ocasionado pelo crescimento do perifiton e do fitoplâncton limita o desenvolvimento de macrófitas, sendo que em situações com riqueza de nutrientes a

competição por luz entre as macrófitas e o fitoplâncton leva a limitação e até ao desaparecimento das macrófitas (Barko et al., 1986; Bornette & Puijalon, 2010).

Em ambientes lacustres relativamente profundos podem ocorrer perfis verticais de luz e temperatura (Barko & Smart, 1981). A profundidade e o tamanho do lago podem também levar a uma estratificação de temperatura (Bornette & Puijalon, 2010). Estes perfis e estratificações verticais determinam o estabelecimento das espécies. Se os lagos apresentam águas relativamente claras, a temperatura e a pressão hidrostática determinam a profundidade de ocorrência das espécies de submersas (Barko & Smart, 1981).

Em rios de pequeno porte a temperatura da água é controlada pelo tamanho do corpo de água e pela fonte de entrada de água, onde as nascentes normalmente apresentam flutuações térmicas mais estáveis e temperaturas mais baixas (Bornette & Puijalon, 2010). As macrófitas ocorrem preferencialmente em rios de planície, onde as temperaturas são mais elevadas, pois possuem uma taxa ótima de fotossíntese em temperaturas relativamente altas (Wetzel, 1983; Bornette & Puijalon, 2010). Entretanto, apesar de serem consideradas com baixa capacidade de aclimação termal, algumas espécies de macrófitas ocorrem em ambientes com águas mais frias sugerindo que esta capacidade de aclimação pode estar sendo subestimada (Bornette & Puijalon, 2010).

Os elementos químicos chave para a vida das macrófitas são o carbono, o nitrogênio e o fósforo. Muitas espécies de macrófitas são distribuídas no ambiente de acordo com a sua capacidade de utilizar as formas de carbono. Algumas espécies podem utilizar apenas CO_2 , outras ambas as formas CO_2 e HCO_3^- e, algumas, podem trocar de um tipo para outro dentro da mesma planta (*i.e. Eleocharis*) (Bornette & Puijalon, 2010). As espécies com folhas flutuantes podem utilizar o CO_2 do ar, enquanto algumas

submersas podem utilizar a forma HCO_3^- podendo viver em ambientes mais alcalinos (Bornette & Puijalon, 2010; Thomaz & Esteves, 2011).

Macrófitas flutuantes absorvem os nutrientes da água e consequentemente são encontradas em ecossistemas onde a concentração de nutrientes na coluna de água é mais elevada (Camargo et al., 2003). Já as espécies enraizadas podem usar tanto os nutrientes da água como os presentes no substrato. Em termos de riqueza de espécies, é esperado que a maior riqueza ocorra em ambiente com um nível intermediário de nutrientes. Com elevada ou baixa disponibilidade de nutrientes, a riqueza de espécies tende a ser reduzida, pois apenas espécies tolerantes a estresse (baixa concentração de nutrientes) ou espécies muito competitivas (alta concentração de nutrientes) dominam a comunidade (Bornette & Puijalon, 2010).

O tipo de substrato pode ter relação com a profundidade de enraizamento das espécies com diferentes habilidades para penetrar no sedimento, podendo influenciar no sucesso de enraizamento principalmente em condições de água corrente (Barko et al., 1986). Poucas espécies são capazes de se ancorar em rochas (*i.e.* *Fontinalis antipyretica*), outras se fixam melhor em cascalhos e suportam altas velocidades de fluxo. Muitas espécies preferem substratos finos e ocorrem principalmente em substratos minerais ao longo dos rios ou banco de lagos expostos ao vento. Como substratos minerais tendem a ser mais coesos, espécies submersas com caule curto são favorecidas (*i.e.* isoetes), enquanto que espécies com caule mais longo não, devido ao baixo teor de nutrientes destes substratos (Bornette & Puijalon, 2010).

A movimentação da água também é um fator importante na distribuição de macrófitas e depende da sua força e magnitude. A maioria das espécies de macrófitas são comumente encontradas em águas com pouca turbulência, sendo que em áreas com

fluxos mais rápidos a flora restringe-se a poucas espécies que se adaptam a correnteza (Allan & Castillo, 2007).

Para as macrófitas flutuantes livres ou submersas livres maior velocidade de corrente é prejudicial, pois podem arrastar as plantas rio abaixo. Assim, estas espécies se adaptam preferencialmente em ambientes mais lênticos ou ficam ancoradas em bancos de espécies enraizadas (Marques-Silva & Thomaz, 2009; Bornette & Puijalon, 2010). Para as espécies enraizadas, a habilidade da planta determina seu desenvolvimento ou não, sendo que elas podem apresentar diferentes adaptações para evitar a quebra ou desenraizamento (Bornette & Puijalon, 2010).

Desta forma, muitos aspectos do ambiente aquático estão relacionados à ocorrência e distribuição das macrófitas aquáticas, pois elas podem ocorrer em ambientes muito variados, devido à grande variedade de espécies que representa este grupo vegetal. Por esta razão, é importante considerar esta variedade de característica no estudo deste grupo.

REFERÊNCIAS

- Afonso, C.M. A paisagem da Baixada Santista: urbanização, transformação e conservação. Editora da Universidade de São Paulo: Fapesp. 2006.
- Allan, J. D. & Castillo, M. M. 2007. Stream Ecology: structure and function of running Waters. 2ª Ed. U.S.A. Springer. 444p.
- Barendregt, A. & Bio, A. M. F. 2003. Relevant variables to predict macrophyte communities in running Waters. *Ecological Modelling*, 160: 205-217.
- Barko, J.W. & Smart, R.M. 1981. Comparative influences of light and temperature on the growth and metabolism of selected submersed freshwater macrophytes. *Ecological Monographs*, 51(2): 219-235.
- Barko, J.W.; Adams, M.S. & Clesceri, N.L. 1986. Environmental factors and their consideration in the management of submerged aquatic vegetation: a review. *Journal of Aquatic Plant Management*, 24: 1-10.
- Bornette, G. & Puijalon, S. 2010. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Science*, 73:1-14.
- Camargo, A. F. M. & Pereira, L. A. Ecologia da bacia hidrográfica do Rio Itanhaém. In: Alexandre Schiavetti; Antonio Fernando Monteiro Camargo. (Org.). Conceitos de Bacias Hidrográficas: Teorias e Aplicações. 1ª ed. Ilhéus. Editus, 2002, v. 1, p. 239-256.
- Camargo, A. F. M.; Pezzato, M. M. & Henry-Silva, G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: Thomaz, S. M. & Bini, L. M. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. 1ª Ed. Maringá, 2003. EDUEM, p. 59-83.
- Camargo, A. F. M.; Ferreira, R. A. R.; Schiavetti, A. & Bini, L. M. 1996. Influence of phisiography and human activity on limnology characteristics of lotic ecosystems of the south coast of São Paulo, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 8: 231-243.
- Carmo, L.R. do & Silva, C.A.M. da. 2009. População e Mudanças Climáticas no Contexto Litorâneo: uma análise na Região Metropolitana da Baixada Santista. *Revista VeraCidade*, IV:4.

- Cummins, K. W. & Wilzbach, M. A. Rivers and Streams: Ecosystem Dynamics and Integrating Paradigms. Jørgensen, S. E. & Fath, B. D. Encyclopedia of Ecology. 1^a Ed. Londres. Oxford: Elsevier, 2008. p. 3084-3095.
- Esteves, F.A. 1988. Fundamentos de Limnologia. 1^a Ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência. 574p.
- Esteves, F.A. & Camargo, A.F.M. 1986. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 1(1):273-298.
- Fletcher, D.E.; Wilkins, S.D.; McArthur, J.V. & Meffe, G.K. 2000. Influence of riparian alteration on canopy coverage and macrophyte abundance in Southeastern USA blackwater streams. *Ecological Engineering*, 15: S67–S78.
- Grinberga, L. 2010. Environmental factors influencing the species diversity of macrophytes in middle-sized streams in Latvia. *Hydrobiologia*, 656: 233-241.
- Hauer, F. R. & Lamberti, G. A. 2006. Methods in stream ecology. 2^aed. USA. Elsevier. 877p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Censo 2010. <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010>.
- Jiang, X.; Xiong, J.; Xie, Z. & Chen, Y. 2010. Longitudinal patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in a Chinese river system: A test for river continuum concept (RCC). *Quaternary International*. 244: 289-295.
- Kuhar, U.; Germa, M.; Gaberšćik, A. & Urbanič, G. Development of a River Macrophyte Index (RMI) for assessing river ecological status. 2011. *Limnologica*, 41: 235–243.
- Lite, S.J.; Bagstad, K.J.; Stromberg, J.C. Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA. *Journal of Arid Environments*, 63: 785–813, 2005.
- Liu, F.; Yuan, L.; Yang, Q.; Ou, S.; Xie, L. & Cui, X. 2014. Hydrological responses to the combined influence of diverse human activities in the Pearl River delta, China. *Catena*, 113: 41-55.

- Looy, K. V.; Tormos, T. & Souchon, Y. 2013. Disentangling dam impacts in river networks. *Ecological Indicators*, 37:10-20.
- Loucks, D. P. Ecological Models: River Models. Jorgensen, S. E. & Fath, B. D. Encyclopedia of Ecology. 1^a Ed. Londres. Elsevier, 2008. p. 3069-3083.
- Marques-Silva, G.G. & Thomaz, S.M. 2009. Biological interactions in the co-occurrence of *Eichhornia azurea* and free-floating macrophytes. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 31, n. 4, p. 355-361.
- Monolaki, P. & Pastergiadou, E. 2012. The impact of environmental factors on the distribution patterns of aquatic macrophytes in a middle-sized Mediterranean stream. *Aquatic botany*, 104:34-46.
- Naiman, R.J.; Décamps, H. & McClain, M.E. Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities. Elsevier Academic Press. 2005. 430p.
- Naiman, R. J., Melillo, J. M.; Lock, M.A.; Ford, T. E. & Reice, S.R. 1987. Longitudinal Patterns of Ecosystem Processes and Community Structure in a Subarctic River Continuum. *Ecology*, 68 (5): 1139-1156.
- Poole, G.C. 2002. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology*, 47:641-660.
- Reinfelds, I.; Cohen, T.; Batten, P. & Brierley, G. 2004. Assessment of downstream trends in channel gradient, total and specific stream power: a GIS approach. *Geomorphology*, 60: 403-416.
- Richter, B.D. & Thomas, G.A. 2007. Restoring environmental flows by modifying dam operations. *Ecology and Society*, 12(1):12.
- Tagliaferro, M; Miserendino, M.L.; Liberoff, A.; Quiroga, A. & Pascuala, M. 2013. Dams in the last large free-flowing rivers of Patagonia, the Santa Cruz River, environmental features, and macroinvertebrate community. *Limnologica*, 43: 500–509.

- Theodoropoulos, C. & Iliopoulou-Georgudaki, J. 2010. Response of biota to land use changes and water quality degradation in two medium-sized river basins in southwestern Greece. *Ecological Indicators*, 10: 1231–1238.
- Thomaz, S. M.; Esteves, F. S. E. Comunidade de macrófitas aquáticas. In: Esteves, F. A. E. Fundamentos de Limnologia. 3ª Ed. Rio de Janeiro. 2011. Interciência, p.461-518.
- Tundisi, J. G. & Tundisi, T. M. 2008. Limnologia. 2ª ed. São Paulo, SP: Oficina de Textos. 632p.
- Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37 (1): 130-137.
- Umestu, C. A. Avaliação da qualidade ecológica de ambientes aquáticos da bacia hidrográfica do rio Itanhaém através da assembleia de macrófitas aquáticas: proposta para formulação de um índice de integridade biótica. 2014. Tese (Doutorado em andamento) – Centro de Aquicultura da Unesp - CAUNESP, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal. 2014.
- Ward, J.V. 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation*, 83(3): 269-278.
- Wetzel, R. G. 1983. Limnology. 2ª ed. Philadelphia. Saunders College Publishing. 767 p.
- Xiaoyan, L.; Shikui, D.; Qinghe, Z. & Shiliang, L. 2010. Impacts of Manwan Dam construction on aquatic habitat and community in Meaddle Reach of Lancang River. *Procedia Environmental Sciences*, 2: 706-712.

2 GRADIENTE AMBIENTAL E DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM UM TRECHO DE RIO NA BACIA DO RIO ITANHAÉM, SÃO PAULO

RESUMO: Gradientes ambientais têm sido utilizados como uma ferramenta chave em estudos ecológicos de ecossistemas e em sua relação com as comunidades bióticas. O objetivo deste estudo foi verificar a ocorrência de um gradiente de características abióticas e de distribuição de macrófitas aquáticas em um trecho de rio da bacia do rio Itanhaém, São Paulo, com a finalidade de compreender se o funcionamento deste trecho pode ser explicado pelo RCC. A amostragem foi realizada no sentido foz-cabeceira em cinquenta e um pontos amostrais (com quinhentos metros de distância entre si) de variáveis abióticas (limnológicas e do canal) e a ocorrência das espécies foi determinada através da presença ou ausência delas nos pontos. As espécies de macrófitas aquáticas estudadas foram: *Egeria densa*, *Cabomba furcata*, *Potamogeton pusillus*, *P. polygonus*, *Utricularia foliosa*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*. As variáveis abióticas e a ocorrência das espécies foram plotadas em gráficos *scatterplots* em relação à distância entre os pontos, para verificar a presença do gradiente ao longo do trecho. Foram ajustados modelos lineares para cada variável. Nossos resultados mostraram que as variáveis abióticas apresentam um gradiente no trecho como previsto pelo RCC. As macrófitas também apresentaram um gradiente de distribuição de espécies, sendo *E. densa* e *C. furcata* as espécies mais abundantes e *P. polygonus* com ocorrência mais restrita. *E. densa* também foi a espécie com maior amplitude de distribuição. Na região superior ocorreram apenas espécies submersas enraizadas, na região intermediária ocorreram quase todas as espécies, sendo a região com maior riqueza de espécies. Na região próxima à foz não ocorreu nenhuma das espécies. Nós concluímos que o RCC é um conceito que explica este trecho da bacia do rio Itanhaém.

Palavras-chave: Contínuo fluvial, variáveis abióticas, distribuição de espécies, bacia hidrográfica, gradiente em rios

2.1 INTRODUÇÃO

O estudo de gradientes ambientais tem sido utilizado como uma ferramenta importante na ecologia para se compreender a dinâmica e funcionamento dos ecossistemas (Naiman et al, 1987; Montgomery, 1999; Greathouse & Pringle, 2006). Estes gradientes são caracterizados por mudanças graduais nas características abióticas ao longo do ambiente como, por exemplo, elevação e declividade do terreno, radiação, temperatura, cobertura do dossel, nutrientes do solo e da água, salinidade da água, entre outros. Além disso, as características bióticas também podem sofrer alterações em relação à composição vegetal.

Estas pequenas alterações ao longo do espaço estabelecem relações com as comunidades bióticas determinando sua estrutura, composição, abundância e distribuição (Tomanova et al., 2007; Ferreira & Petrere Jr, 2009; Pugnaire et al., 2011), podendo também influenciar a interação entre as espécies, como na competição (Damgaard, 2003), e também em respostas de crescimento e reprodução, como a produção de sementes (Sales et al., 2013). Compreender estas relações é importante, pois amplia as possibilidades de fazer previsões ecológicas sobre as respostas do ambiente e dos organismos em relação a alterações ambientais, como por exemplo, às mudanças climáticas ou aos impactos antrópicos.

Em bacias hidrográficas, estes gradientes são importantes devido a forte conectividade que os rios e riachos apresentam dentro da rede de drenagem (Allan & Castillo, 2007; Wohl & Beckamn, 2014), em decorrência da sua organização hierárquica (Ward, 1988; Allan & Castillo, 2007; Leviandier et al., 2012).

O Conceito do Contínuo Fluvial (RCC) (Vannote et al., 1980) considera todo sistema fluvial como uma série de gradientes físicos, que está associado às comunidades bióticas (Naiman et al., 1987). Este gradiente ocorre longitudinalmente partindo das regiões mais altas, onde se localizam as nascentes, para as áreas de planície e finalmente a foz. As nascentes e riachos das regiões mais altas possuem águas oxigenadas e pobres em nutrientes, formam pequenas corredeiras e possuem uma forte relação com a vegetação do entorno (Vannote et al., 1980; Barendregt & Bio, 2003; Allan & Castillo, 2007); a região intermediária é considerada um ecótono, formando ambientes mais heterogêneos e com características mais intermediárias de nutrientes e de velocidade de fluxo, normalmente abrangendo uma maior diversidade de espécies. A região de foz possui canais mais largos, águas lânticas, maior incidência de luz e maior concentração de nutrientes na coluna de água, onde a influência da paisagem ao redor é menor, sendo

esta região mais dependente dos tributários à montante (Vannote et al., 1980; Reinfelds et al., 2004; Allan & Castillo, 2007; Loucks, 2008).

As comunidades bióticas se distribuem ao longo do rio de acordo com estas características e, muitas vezes, também formam um gradiente de distribuição (Vannote et al., 1980). As macrófitas aquáticas são mais comumente encontradas nas regiões intermediárias e baixas, onde a incidência de luz e a disponibilidade de nutrientes são maiores e a velocidade de corrente é reduzida (Wetzel, 1983; Allan & Castillo, 2007; Istvánovics et al., 2008; Tundisi, 2008) sendo poucas espécies adaptadas às maiores velocidades de fluxo e baixa concentração de nutrientes das regiões de cabeceiras (Vannote et al., 1980; Tundisi, 2008).

Neste trabalho analisamos a presença de um gradiente ambiental de variáveis abióticas e de distribuição de espécies de macrófitas aquáticas em um trecho de rio na bacia do rio Itanhaém, com base nas seguintes hipóteses: (1) O RCC explica o funcionamento deste trecho da bacia do rio Itanhaém (2) Este gradiente influencia a comunidade de macrófitas aquáticas formando também um gradiente de distribuição de espécies.

2.2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado em um trecho da bacia do rio Itanhaém, sentido foz-cabeceira. O trecho abrange três rios: Mambú, Branco e Itanhaém, sendo o rio Mambú afluente do rio Branco e, este afluente do rio Itanhaém (Figura 1). Este trecho foi escolhido, pois contempla a região de escarpa, a região da planície costeira e também a região de foz.

A bacia localiza-se no litoral sul do Estado de São Paulo entre os paralelos 23° 50' e 24° 15' de latitude sul e entre os meridianos 46°35' e 47° 00' de longitude a oeste de Greenwich. Possui uma área de 930 Km² e é a segunda maior bacia litorânea do estado. Abrange os municípios de Peruíbe, Mongaguá, Praia Grande, São Vicente, São Paulo e Itanhaém, pertencendo a este a maior parte da bacia.

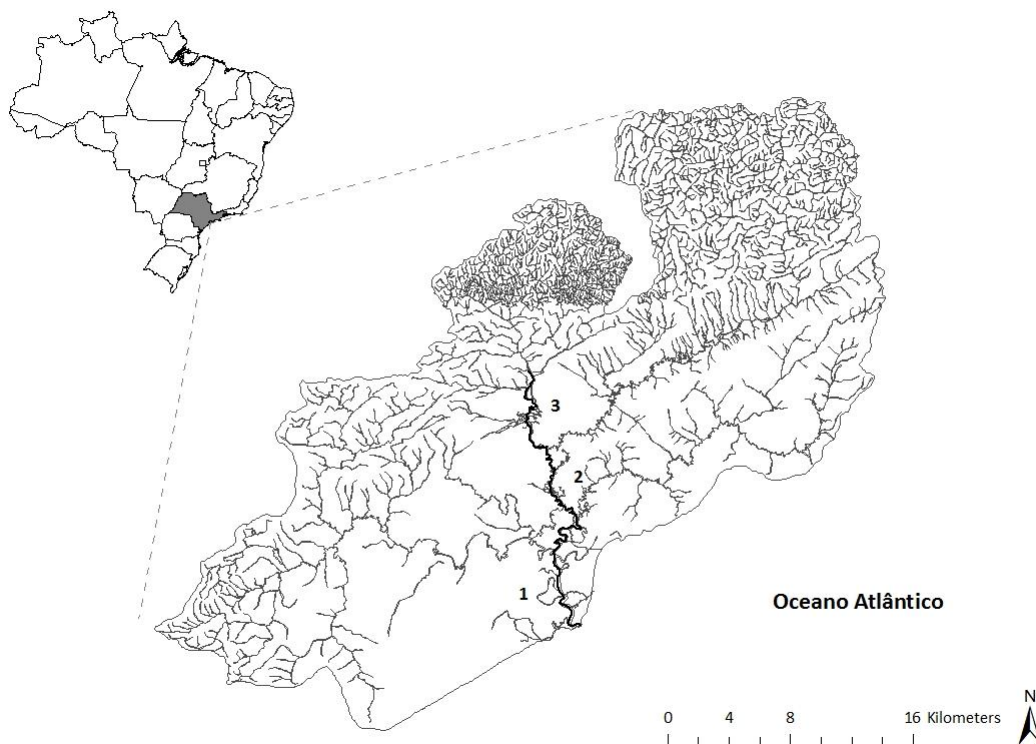


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do rio Itanhaém no litoral sul do Estado de São Paulo. Destaque para o trecho de estudo (1) rio Itanhaém, (2) rio Branco e (3) rio Mambú. Coordenadas em UTM. (Fonte: elaborado pela autora).

Cerca de 50% da área total da bacia está situada no Parque Estadual da Serra do Mar, em altitudes entre 700 e 800 m, enquanto o restante está situado na planície costeira em altitudes inferiores a 20 m (Camargo et al., 1996). A região possui um clima do tipo Ap (Köppen), ou seja, tropical úmido sem estação seca. A temperatura mínima média é de 15,3°C em julho e máxima média de 30°C em fevereiro. A taxa de umidade relativa do ar é alta durante todo ano (superior a 80%) e a pluviosidade média

anual é elevada, entre 2000 a 2500 mm, com maior concentração nos meses de verão (Camargo et al., 2002).

2.2.2 Amostragem

A coleta de dados foi realizada em um período de dez dias no mês de agosto de 2012. Devido à pequena variação sazonal das características físicas e químicas da água e da uniformidade climática da região as amostras foram realizadas em apenas um período (Henry-Silva & Camargo, 2003). A coleta foi realizada em maré baixa em cinquenta e um pontos amostrais com quinhentos metros de distância entre eles. O ponto inicial foi na região de foz e o ponto final próximo à região serrana, onde não foi mais observada nenhuma espécie de macrófita aquática (Figura 2).

Os pontos de 1 a 9 estão situados no rio Itanhaém, que possui águas salobras com forte influência do regime de maré. Os pontos 10 a 37 no rio Branco, um rio meândrico caracterizado por águas barrentas, e os pontos 38 a 51 no rio Mambú, que apresenta águas claras e forma pequenas corredeiras (Camargo et al., 1996).

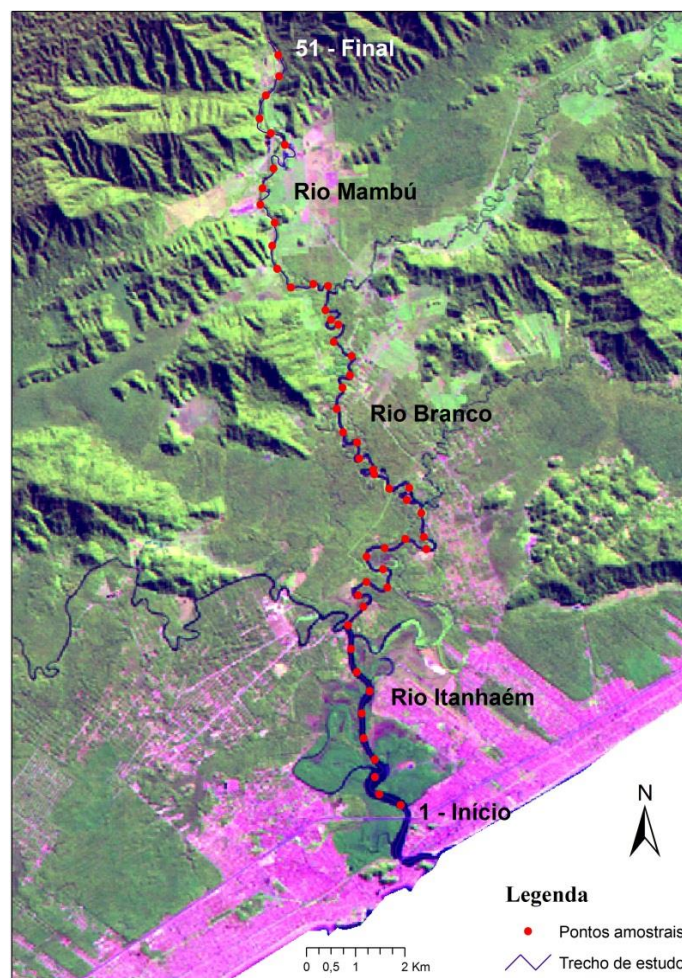


Figura 2. Pontos de coleta no trecho estudado (51 pontos), sentido foz-cabeceira (Fonte: elaborado pela autora).

A localização do trecho estudado, a plotagem dos pontos de coleta e o cálculo da distância entre eles foi realizado utilizando imagem de satélite Landsat 5 TM, ano 2011, resolução 30m (disponível em <http://www.dgi.inpe.br/>) através do *software* ArcGIS 9.3. Para a coleta de dados em campo foi utilizado um GPS com as coordenadas dos pontos.

2.2.2.1 VARIÁVEIS DO CANAL

As variáveis utilizadas para a caracterização do canal foram: declividade da margem, cobertura vegetal, abertura de dossel, largura e profundidade do canal, elevação do terreno e velocidade de corrente. Os métodos utilizados são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Variáveis do canal.

Nome	Código	Método	Unidade	
Declividade da margem	Decliv		graus	
Cobertura vegetal	Cob	Fitzpatrick et al. (1998)	%	
Abertura de dossel	Doss			
Largura do canal	Larg			
Profundidade	Prof		metros	
Elevação do terreno	Elev	<i>zonal statistics</i> (ArcGis 9.3)		
Velocidade de corrente	Veloc	Medidor de fluxo (Global Water, FP101)	m.s ⁻¹	
Nitrogênio total do substrato	NS	Allen et al (1974)	%	
Fósforo total do substrato	PS			
			Categoria	Diâmetro (mm)
Tipo de substrato	Subst	Cummins (1962)	bloco	> 256
			matacão	entre 256 e 64
			seixo	entre 64 e 16
			cascalho	entre 16 e 2
			areia	entre 2 e 0,6
			silte e argila	< 0,6

A declividade da margem foi medida através de um clinômetro (Suunto, modelo Tandem 360 PC) que expressa a declividade em graus. Um bastão de referência com marcação na altura dos olhos do operador do clinômetro é posicionado na margem, o operador mede o ângulo de declividade a uma distância de três metros do bastão. As medidas foram feitas em cada margem do rio.

A medida de cobertura vegetal foi realizada com um densiômetro esférico côncavo (Wildco, modelo A) posicionado paralelamente à margem e abaixo da vegetação. A determinação da porcentagem de cobertura vegetal é feita pela contagem de pontos cobertos por vegetação no densiômetro e aplicação da fórmula: *cobertura vegetal* = $100 \times n^{\circ} \text{ pontos} / 37$ (número total de pontos do densiômetro).

A abertura de dossel foi medida com um clinômetro. Do centro do canal são medidos os ângulos entre o observador e a porção de vegetação mais alta de ambas as

margens (θ_1 e θ_2). A abertura de dossel foi calculada pela fórmula: *Abertura de dossel* = $180 - \theta_1 + \theta_2$. Posteriormente, essas medidas foram convertidas em porcentagem multiplicando-se o valor de abertura de dossel por 100 e dividindo-se o resultado por 180.

As medidas de largura foram obtidas através de um telêmetro (binóculo medidor de distância, marca Bushnell) para larguras acima de 17 metros, e através de uma trena para larguras inferiores a esta. As medidas de profundidade do canal foram obtidas com uma corda metrada no centro do canal.

A medida de velocidade de corrente foi obtida através de um equipamento medidor de fluxo (Global Water, FP101). Em cada ponto de coleta foi realizado um transecto e obtidas quatro medidas de velocidade, o resultado final foi obtido através do cálculo da média destes valores.

2.2.2.2 VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS

As variáveis que foram utilizadas para a caracterização limnológica foram: temperatura, pH, salinidade, turbidez, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, coeficiente de atenuação de luz, nitrogênio total e nas formas de nitrito, nitrato e amoniacal, fósforo total, alcalinidade total e material em suspensão. Estas variáveis foram obtidas em cada ponto, no centro do canal, na superfície. Os métodos utilizados são representados na Tabela 2.

Tabela 2. Variáveis limnológicas.

Variável	Código	Unidade	Método
Temperatura	Temp	°C	
Potencial Hidrogeniônico	pH	-	Water Quality Checker (Horiba, modelo U-10)
Salinidade	Sal	%	
Turbidez	TU	NTU	
Condutividade Elétrica	Cond	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	
Oxigênio Dissolvido	OD	mg.L^{-1}	Oxímetro (WTW, modelo Oxi 315i)
Coefficiente de atenuação de luz	k	-	Radiômetro subaquático
Nitrogênio Total	NT	mg.L^{-1}	
N-nitrito	NO_2^-	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Mackereth et al. (1978)
N-nitrato	NO_3^-	$\mu\text{g.L}^{-1}$	
N-amoniaco	NH_4^+	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Koroleff (1976)
fósforo total	PT	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Golterman et al. (1978).
Alcalinidade Total	Alcalin	meq.L^{-1}	
Material em Suspensão	Mat. Susp	mg.L^{-1}	Carmouze (1994)

O coeficiente de atenuação de luz foi obtido com o auxílio de um radiômetro subaquático (Li-cor, modelo Li-189) na superfície da água (0,0m) e em 0,20m. O coeficiente de atenuação de luz é calculado através da subtração entre o $\ln$ dos dois valores de radiação e divisão pela profundidade (0,2m).

2.2.2.3 OCORRÊNCIA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

A ocorrência das espécies de macrófitas aquáticas foi determinada através da observação da presença (1) ou ausência (0) delas nos pontos de coleta. Para cada ponto foi considerado um diâmetro de cem metros ao redor do ponto.

As espécies de macrófitas aquáticas escolhidas pertencem a três tipos ecológicos: i) submersa enraizada: *Egeria densa* Planch. (Hydrocharitaceae), *Cabomba furcata* Schult & Schult.f (Cabombaceae), *Potamogeton pusillus* L. subsp. *pusillus* e *Potamogeton polygonus* Cham. & Schltdl. (Potamogetonaceae), ii) submersa livre: *Utricularia foliosa* L. (Lentibulariaceae) e iii) flutuante livre: *Pistia stratiotes* L.

(Araceae) e *Salvinia molesta* D. Mitch (Salviniaceae) (Apêndice A). As espécies do gênero *Potamogeton* foram identificadas durante o trabalho, com auxílio de bibliografia específica (Rodrigues & Irgang, 2001; Haynes & Holm-Nielsen, 2003) e consulta a especialista: *Potamogeton pusillus* L. subsp. *Pusillus* (HRCB 59873) e *Potamogeton polygonus* Cham. & Schltdl. (HRCB 59874).

Espécies de diferentes formas de vida foram escolhidas para contemplar todo o trecho estudado. As espécies emergentes não foram incluídas no trabalho, pois estas apresentam maior relação com a margem (Cancian, 2012) do que as espécies flutuantes e submersas. Como as submersas enraizadas são tipo ecológico menos estudado na região, incluímos mais espécies desta forma de vida no estudo.

2.2.3 Análise de dados

2.2.3.1 CARACTERIZAÇÃO DO GRADIENTE AMBIENTAL

Para a caracterização do gradiente ambiental, as variáveis do canal e as variáveis limnológicas da água foram plotadas em gráficos *scatterplot* em relação à distância entre os pontos de coleta no trecho. As distâncias entre os pontos de coleta foram calculadas a partir da hidrografia e coordenadas geográficas dos pontos utilizando o software ArcGis 9.3. Os gráficos foram elaborados no programa R 3.0.2 (R Development Core Team, 2013). Cada variável foi ajustada a um modelo linear (função *lm*) que forneceu valores de R^2 e significância das relações (Quinn & Keough, 2002).

2.2.3.2 GRADIENTE DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES

Para visualizar a distribuição das espécies ao longo do trecho, foram elaboradas figuras com os pontos de presença de cada espécie, utilizando o software ArcGis 9.3. Foram calculados o número de pontos e a porcentagem de ocorrência de cada espécie através dos dados de presença e ausência, e plotados em um gráfico de barras. Gráficos

scatterplot da ocorrência das espécies em relação à distância entre os pontos foram elaborados pelo mesmo procedimento utilizado nas variáveis do canal e nas variáveis limnológicas (R Development Core Team, 2013, versão 3.0.2).

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Variáveis do canal

Todas as variáveis do canal apresentaram relação significativa com a distância, exceto velocidade de corrente. As variáveis elevação do terreno, declividade da margem e porcentagem de cobertura vegetal apresentaram um gradiente, com aumento dos valores no sentido foz-cabeceira, exemplificado na Figura 3 pela variável elevação do terreno ($R^2=0,40$). A relação com a distância para declividade da margem e a porcentagem de cobertura vegetal foi de $R^2=0,14$ e $R^2=0,33$, respectivamente. A velocidade de corrente não apresentou um gradiente ao longo do trecho; ela foi maior nos primeiros 10Km, diminuiu entre 10 e 20Km e, então, sofreu um aumento ao se aproximar da região de escarpa.

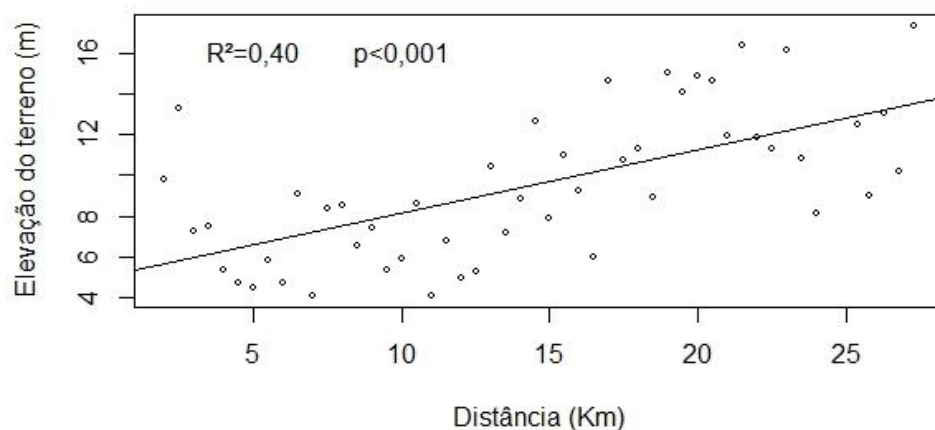


Figura 3. Gráfico *scatterplot* da elevação do terreno (m) em relação a distância dos pontos no trecho de coleta (Km).

As demais variáveis do canal apresentaram um gradiente com redução nos valores no sentido foz-cabeceira. Esta variação está exemplificada na Figura 4, pela variável largura do canal ($R^2 = 0,69$). A relação da distância com a porcentagem de abertura do dossel e o coeficiente de atenuação de luz foram $R^2 = 0,63$ e $R^2 = 0,48$. E a relação com profundidade do canal, o nitrogênio do substrato e o fósforo do substrato foram $R^2 = 0,14$, $R^2 = 0,28$ e $R^2 = 0,17$, respectivamente.

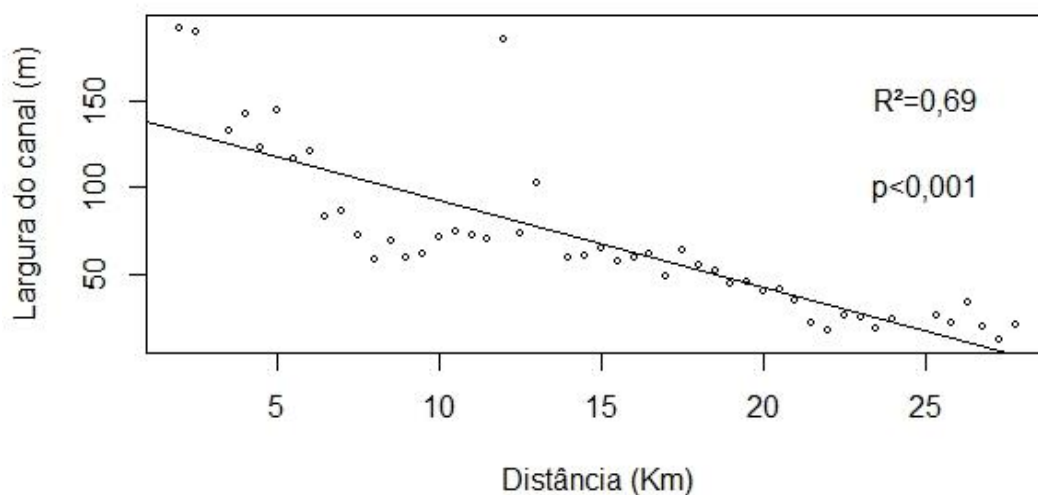


Figura 4. Gráfico scatterplot da variável largura do canal (m) em relação a distância dos pontos no trecho de coleta (Km).

Os tipos de substrato encontrados no trecho também apresentaram uma mudança gradual no sentido foz-cabeceira (Figura 5). Os substratos de menor tamanho como argila e silte foram encontrados nos primeiros 7Km. Areia é predominante no trecho desde 7 a 27Km, e os substrato de tamanhos maiores como seixo, bloco e matacão foram encontrados entre 26 e 28Km.

Os valores das variáveis do canal e os gráficos *scatterplots* estão em anexo, nos Apêndices B e C.

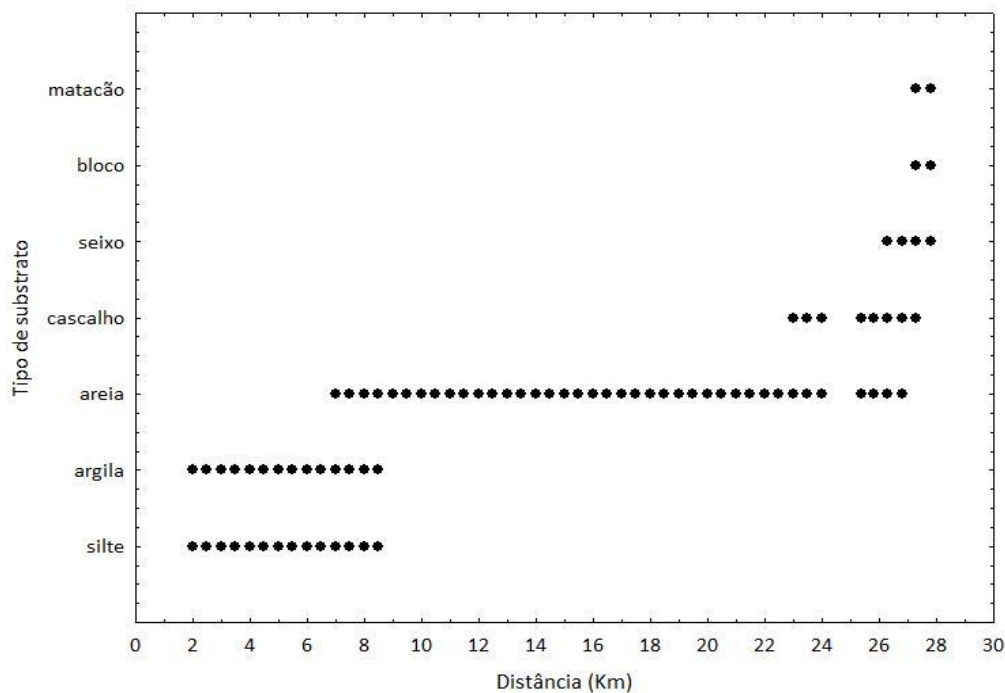


Figura 5. Tipo de substrato ao longo do trecho.

2.3.2 Variáveis limnológicas

Todas as variáveis limnológicas apresentaram relação significativa com a distância. As variáveis também apresentaram um gradiente ao longo do trecho, sendo que a maioria apresentou um gradiente de redução nos valores no sentido foz-cabeceira.

Este gradiente de redução foi observado para as variáveis temperatura, pH, salinidade, turbidez, condutividade elétrica, nitrogênio total, nitrogênio inorgânico total, nitrito, nitrogênio amoniacal, fósforo total, alcalinidade total e material em suspensão, como podemos observar no exemplo da Figura 6 para a variável temperatura ($R^2 = 0,44$).

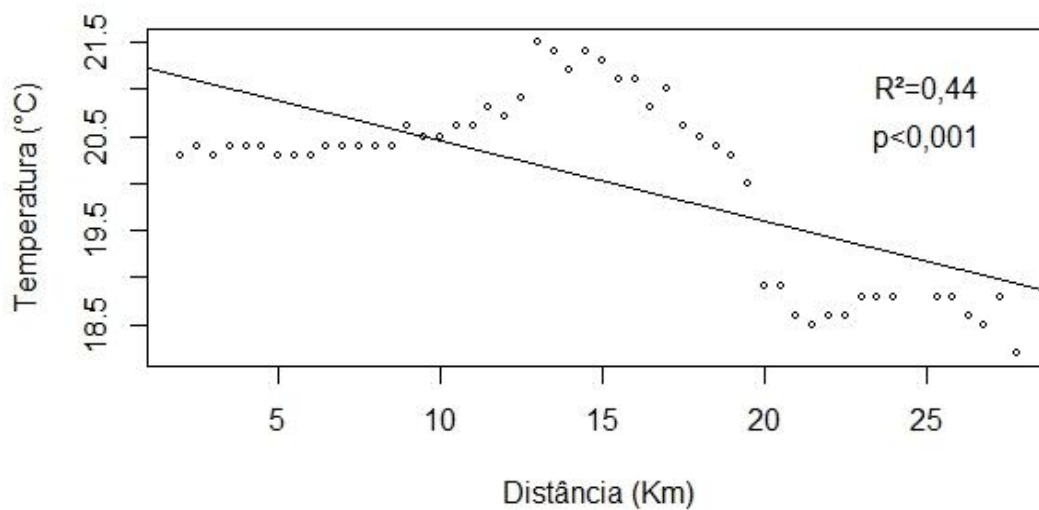


Figura 6. Gráfico scatterplot da variável temperatura (°C) em relação a distância dos pontos no trecho de coleta (Km).

As variáveis pH, salinidade, condutividade elétrica, nitrito, amônia, alcalinidade total e material em suspensão apresentaram o gradiente mais evidente nos 5Km mais próximos a foz, enquanto ao longo do trecho a variação foi reduzida, como podemos observar na Figura 7 para material em suspensão ($R^2 = 0,42$). Para a variável nitrogênio inorgânico total a relação com a distância foi de $R^2 = 0,41$.

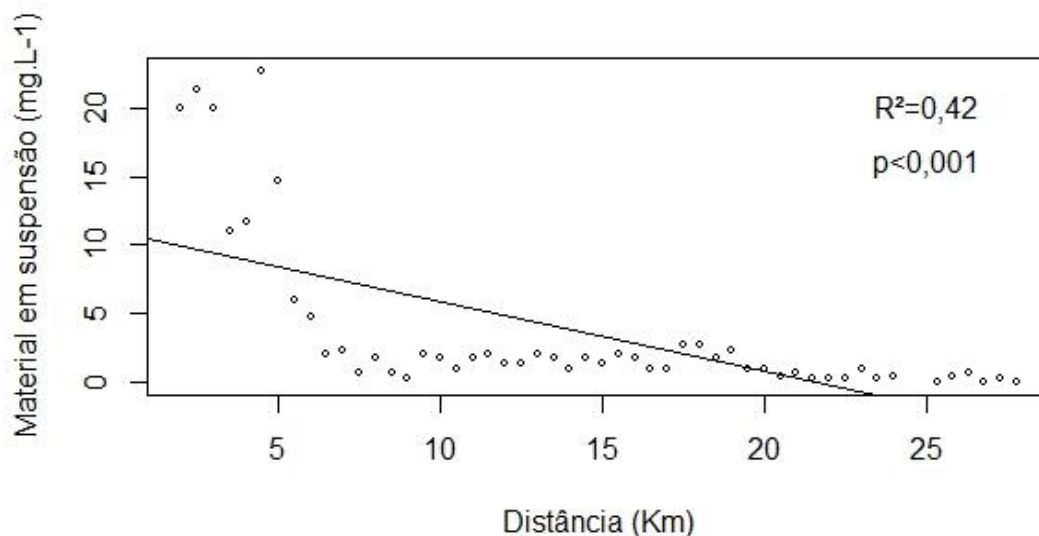


Figura 7. Gráfico *scatterplot* da variável material em suspensão (mg.L-1) em relação à distância dos pontos no trecho de coleta (Km).

Os valores da variável turbidez apresentaram uma diminuição dos pontos da foz até 21Km, e entre 21 e 28Km não houve variação. As variáveis nitrogênio total e fósforo total apresentaram relação fraca com a distância ($R^2=0,1$ e $R^2 = 0,29$, respectivamente).

As variáveis oxigênio dissolvido e nitrato apresentaram um gradiente com aumento de valores no sentido foz-cabeceira. A variável oxigênio dissolvido apresentou forte relação com a distância, com um valor de $R^2 = 0,67$ (Figura 8). Para nitrato a relação foi significativa, mas o valor de R^2 foi baixo ($R^2 = 0,14$), e os 10Km próximos a foz apresentaram as concentrações mais baixas de nitrato, contrariamente ao que ocorreu com a maioria dos nutrientes.

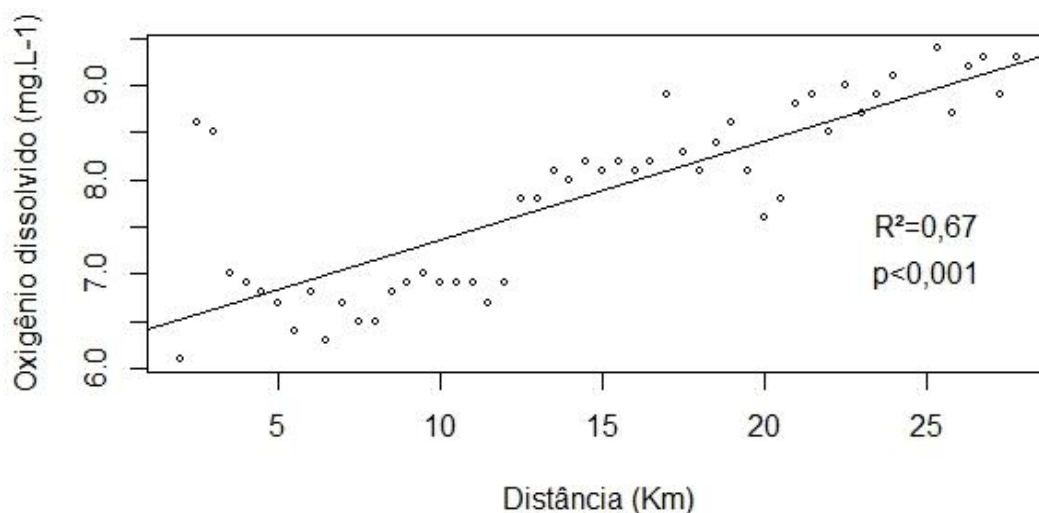


Figura 8. Gráfico *scatterplot* da variável oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) em relação à distância dos pontos no trecho de coleta (Km).

2.3.3 Distribuição das espécies de macrófitas aquáticas

No rio Itanhaém, que compreende a região de estuário, não ocorreu nenhuma das espécies de macrófitas aquáticas estudadas. No rio Branco, que compreende a região intermediária de planície costeira, foi encontrada a maioria das espécies de macrófitas estudadas: *C. furcata*, *E. densa*, *P. pusillus*, *U. foliosa*, *S. molesta* e *P. stratiotes*. No rio Mambú, que se localiza na região mais próxima a escarpa foram encontradas as espécies *C. furcata*, *E. densa*, *P. pusillus* e *P. polygonus*.

A espécie *E. densa* ocorreu em quase todo rio Branco e rio Mambú, ficando ausente nos últimos três pontos mais próximos à região serrana (Figura 9). A espécie *C. furcata* também foi mais predominante no rio Branco, mas apresentou alguns pontos de presença do rio Mambú (Figura 10). *P. pusillus* ocorreu em apenas um ponto do rio Branco e foi mais predominante no rio Mambú (Figura 11). *P. polygonus* foi encontrada

em apenas dois pontos do rio Mambú (Figura 12). *U. foliosa* ocorreu em dois pontos do rio Branco (Figura 13).

A espécie *P. stratiotes* ocorreu apenas no rio Branco, em pontos na parte mais baixa deste rio (Figura 14). *S. molesta* também ocorreu apenas no rio Branco, em pontos nas áreas intermediárias e altas deste rio (Figura 15).

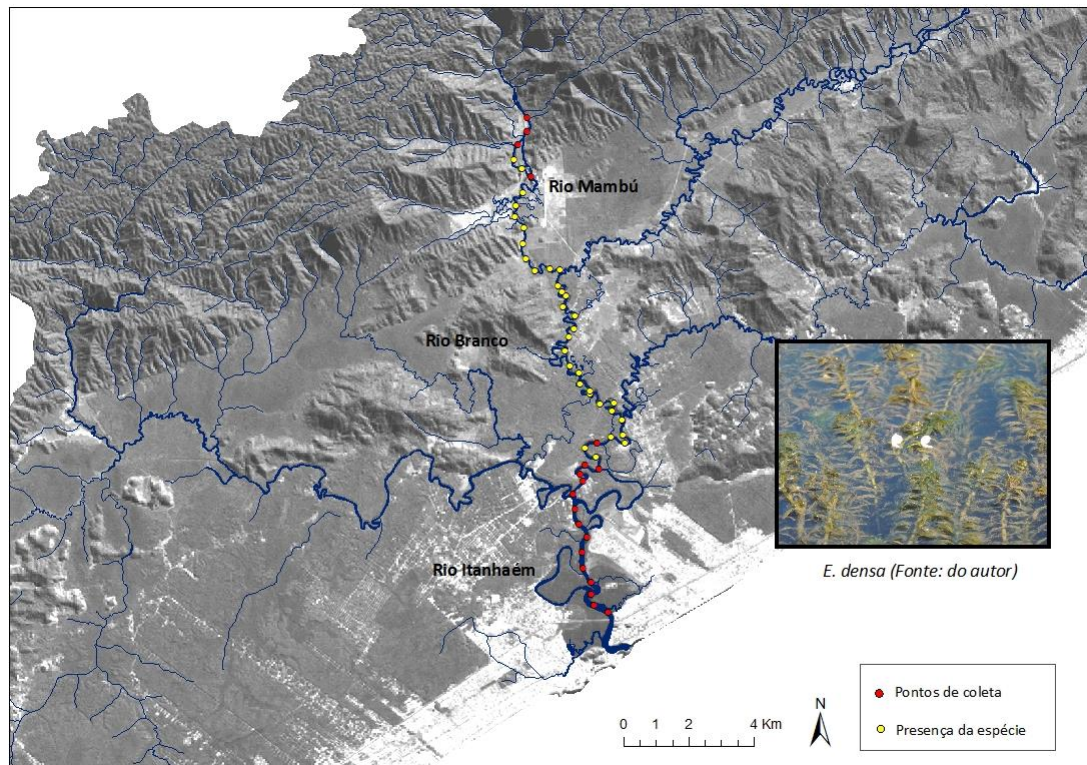


Figura 9. Pontos de ocorrência de *Egeria densa*.

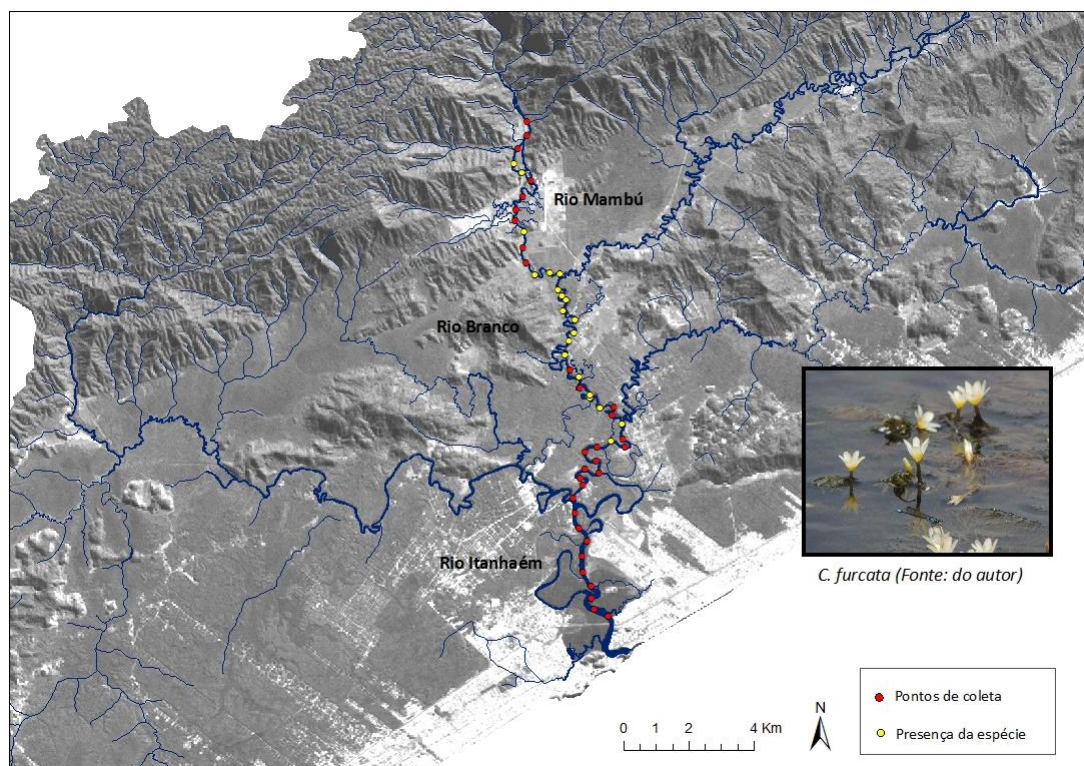


Figura 10. Pontos de ocorrência de *Cabomba furcata*.

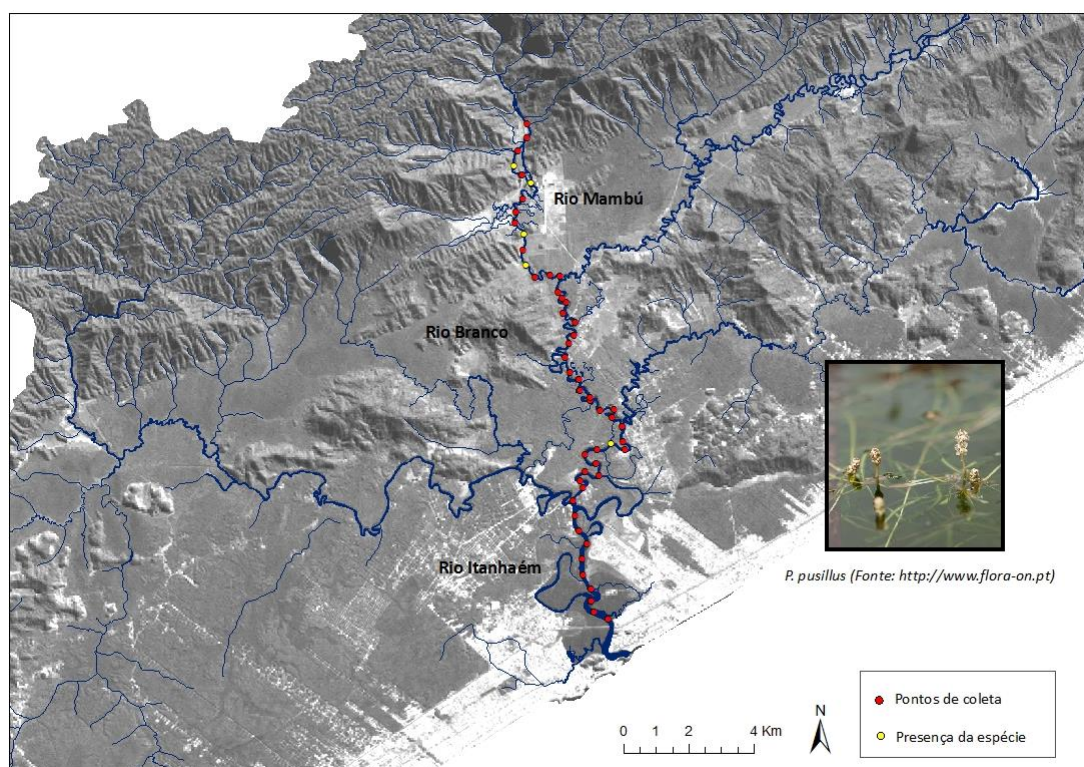


Figura 11. Pontos de ocorrência de *Potamogeton pusillus*.

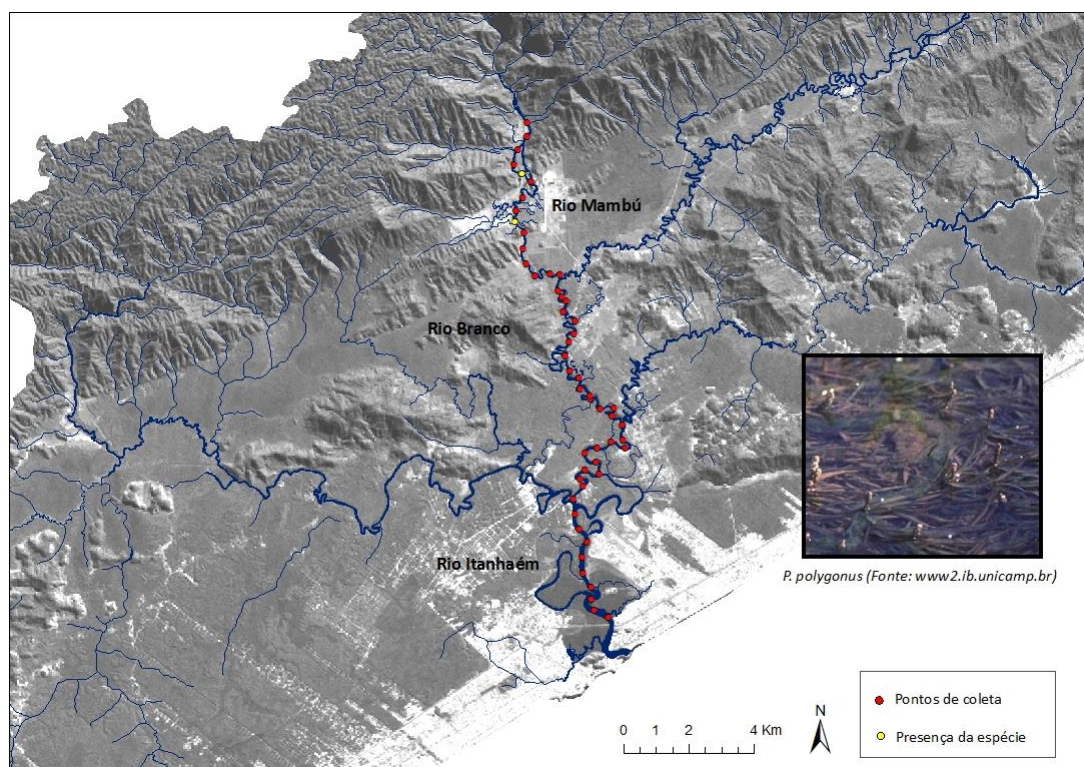


Figura 12. Pontos de ocorrência de *Potamogeton polygonus*.

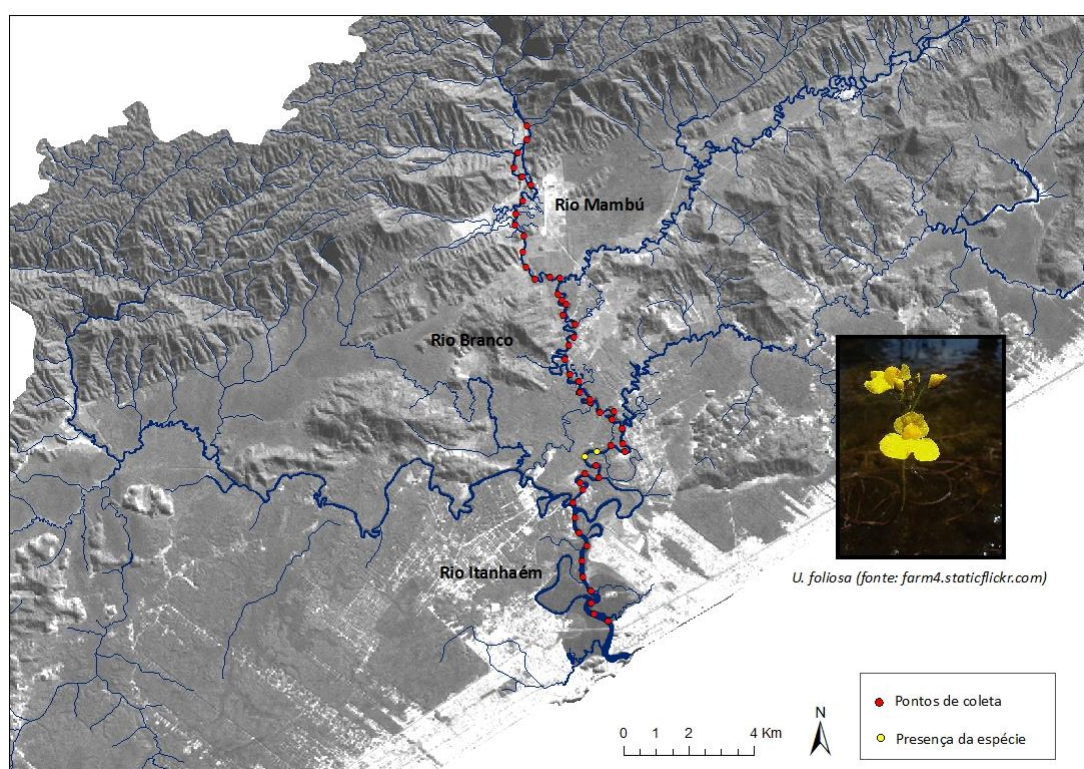


Figura 13. Pontos de ocorrência de *Utricularia foliosa*.

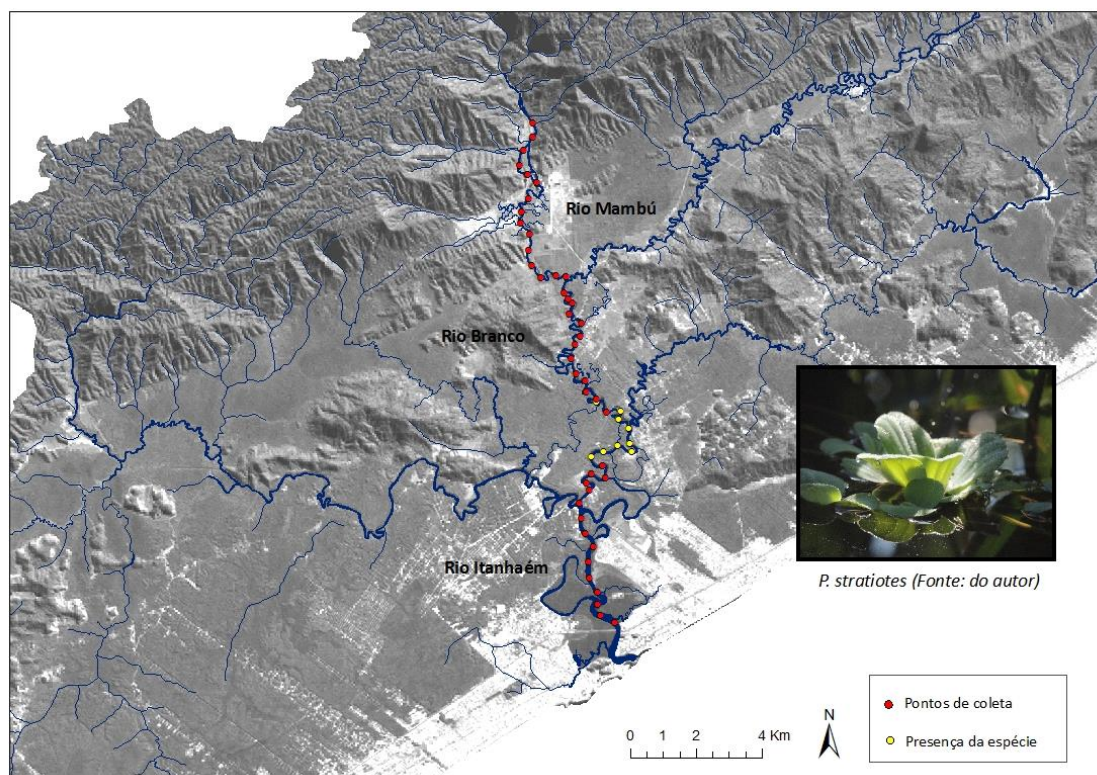


Figura 14. Pontos de ocorrência de *Pistia stratiotes*.

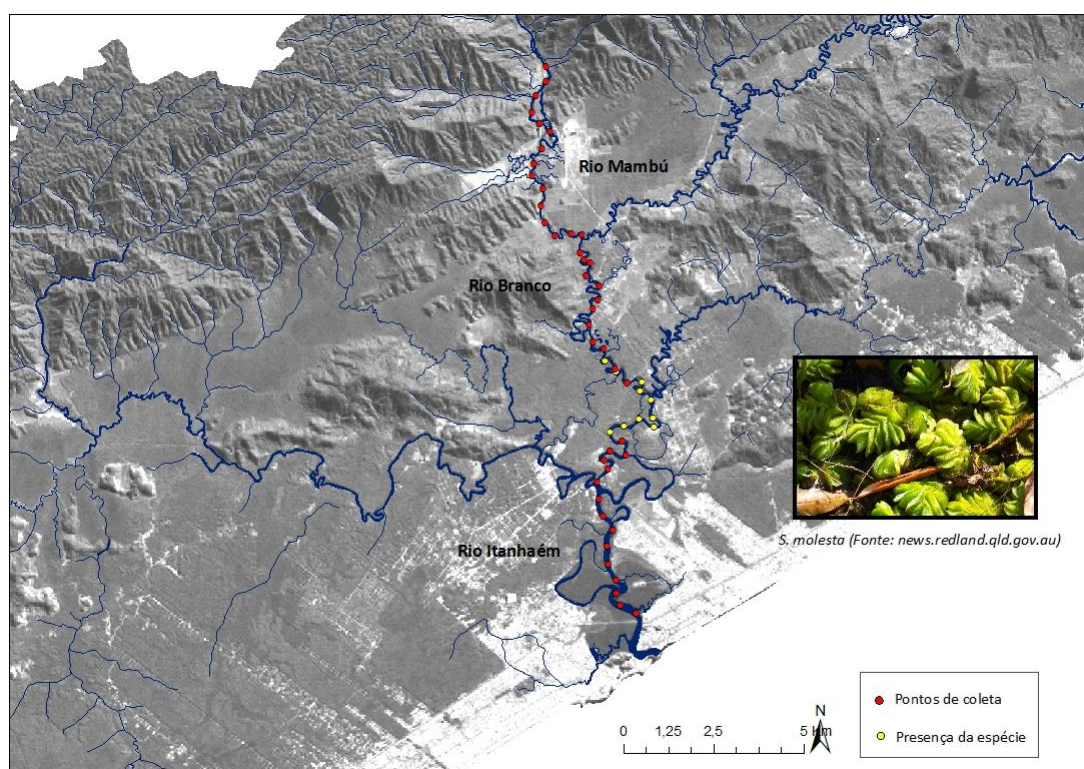


Figura 15. Pontos de ocorrência de *Salvinia molesta*.

O número de pontos e a frequência de ocorrência de cada espécie no trecho estão representados na Figura 16. As espécies *E. densa* e *C. furcata* apresentaram as maiores porcentagens de ocorrência (64,71 e 39,22%, respectivamente). A porcentagem de ocorrência de *P. pusillus*, *P. polygonus* e *U. foliosa* é pequena, principalmente as duas últimas (ambas com 3,92% de ocorrência). *P. stratiotes* e *S. molesta* tiveram uma porcentagem de ocorrência similar e intermediária entre as outras (17,65 e 19,61%).

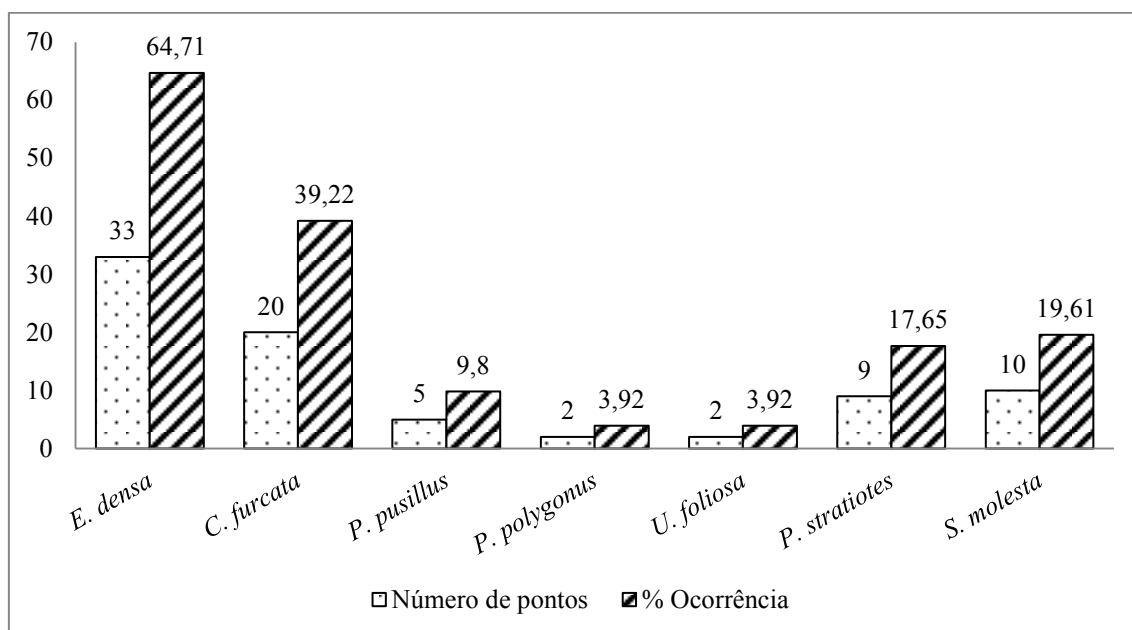


Figura 16. Gráfico do número de pontos de cada espécie e sua porcentagem de ocorrência no trecho de estudo.

A Figura 17 representa a distribuição das espécies ao longo do trecho. A espécie que apresentou distribuição mais ampla foi *E. densa* enquanto a distribuição mais restrita foi da espécie *P. polygonus*. As espécies flutuantes e submersa livre ocorreram na porção inferior e intermediária do trecho, já as espécies submersas enraizadas, com exceção de *E. densa* e *C. furcata*, ocorreram na porção superior do trecho.

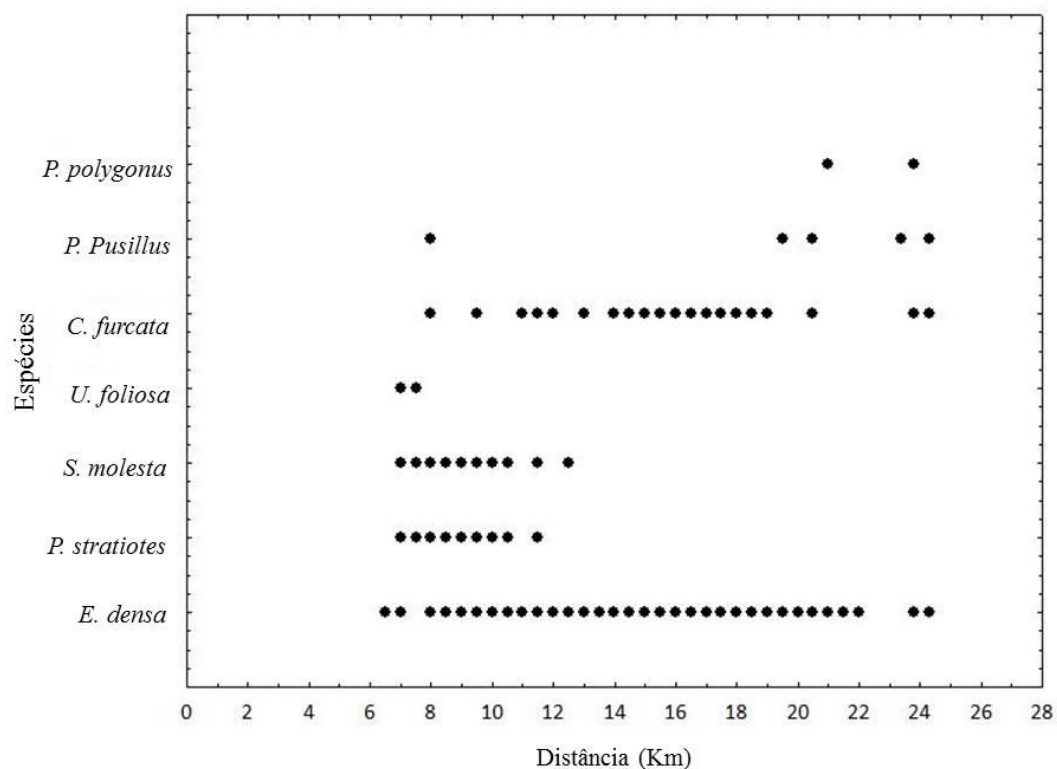


Figura 17. Distribuição das espécies de macrófitas aquáticas no trecho estudado.

2.4 DISCUSSÃO

Gradientes longitudinais de variáveis abióticas têm sido observados em ecossistemas lóticos (Naiman et al., 1987; Damgaard, 2003; Billen et al., 2007) e também a resposta de organismos a esses gradientes (Greathouse & Pringle, 2009; Jiang et al., 2010; Daar et al., 2014). Neste trecho da bacia do rio Itanhaém também observamos este gradiente de variáveis abióticas e de macrófitas aquáticas. Este gradiente nos permite inferir que o Conceito do Contínuo Fluvial pode explicar e ajudar a compreender o funcionamento da bacia do rio Itanhaém. Ferreira & Petrere (2009) também encontraram um gradiente longitudinal nesta mesma bacia e para grupos funcionais de peixes.

As variáveis velocidade de corrente, temperatura e profundidade do canal apresentaram um comportamento diferente do proposto no RCC, refletindo características particulares da região, mas ainda dentro do gradiente esperado. A região intermediária apresentou uma velocidade de corrente mais lenta, uma temperatura e uma profundidade do canal maior do que na região mais próxima a foz. O fluxo mais lento nesta região pode estar relacionado à maior profundidade. Além disso, na porção inferior do rio Branco o rio é meândrico e está sujeito ao regime de marés, que influencia o nível de água do rio, sua vazão e a velocidade de corrente (Cancian, 2012). Esta característica pode ser a responsável pelo fluxo mais lento nesta área e consequentemente uma temperatura mais elevada. A profundidade menor na região próxima à foz quando comparada com a região intermediária também deve ocorrer devido à influência do regime de maré, que traz sedimentos do mar para esta região formando bancos de areia, o que diminui a profundidade do canal.

Outra característica diferente do RCC foi a concentração de nitrogênio na forma de nitrato que foi mais elevada nas áreas mais altas. Este resultado pode estar relacionado ao gradiente de oxigênio dissolvido que aumenta em direção a região de escarpa, pois este pode favorecer a oxidação do nitrogênio para a forma de nitrato (Esteves & Amado, 2011). Além disso, nas regiões mais altas não há produtores primários para consumir o nitrogênio disponível, o que favorece a sua acumulação.

As espécies submersas *E. densa* e *C. furcata* são as duas espécies mais abundantes no trecho estudado. Elas ocorreram desde o rio Mambú, que possui águas transparentes, até quase todo o rio Branco. *Egeria densa* ocorreu em quase toda a extensão do Rio Branco, enquanto *C. furcata* foi mais predominante na região mais alta do rio Branco. Elas são as espécies submersas mais abundantes da bacia do rio Itanhaém e são adaptadas a águas claras e limpas (Camargo et al., 2006), como é o caso destas

regiões estudadas. As espécies submersas enraizadas absorvem nutrientes tanto da água como (principalmente) do substrato o que provavelmente possibilitou a distribuição mais ampla de *E. densa* e *C. furcata* em locais onde as concentrações de nutrientes na água são mais baixas. Além disso, as espécies submersas apresentam várias adaptações morfológicas para ambientes mais sombreados e com menor quantidade de nutrientes, como a morfologia mais alongada das folhas que permite uma melhor difusão de gases (Barko et al., 1986; Thomaz & Esteves, 2011).

A espécie *E. densa* é nativa de algumas regiões da América do Sul, mas apresentou alta capacidade de colonização e adaptação em locais onde foi introduzida, tanto na América do Sul como em regiões temperadas (Bini & Thomaz, 2005; Yarrow et al., 2009; Rodrigues & Thomaz, 2010). A ocorrência ampla desta espécie no trecho estudado (na parte próxima a serra junto com outras submersas e também na parte intermediária do rio Branco junto com as flutuantes) pode ser um reflexo desta capacidade de adaptação a diferentes ambientes. Além da capacidade de adaptação a pouca luz e absorção de nutrientes do substrato que possibilitam as submersas crescerem nas áreas próximas a região serrana já mencionada anteriormente, *E. densa* também consegue colonizar ambientes mais turvos, devido a sua capacidade de alongamento e formação de dossel (Yarrow et al., 2009; Rodrigues & Thomaz, 2010). Essa característica foi observada nos experimentos de Bini & Thomaz (2005) e ocorre na represa de Itaipu (Tavechio & Thomaz, 2003). Esta espécie também parece apresentar um crescimento constante em temperaturas entre 16° e 28° C (Yarrow et al., 2009), intervalo que abrange todos os valores de temperatura encontrados no trecho (18° a 20°C). No experimento de Mony, et al. (2007), a adubação do substrato de bancos de *E. densa* não aumentou a sua biomassa, indicando que esta espécie utiliza os nutrientes da coluna de água. Feijoó, et al. (2002) encontraram que pouco do fósforo

incorporado na biomassa de *E. densa* era procedente do sedimento (8 a 10%), e que a maior quantidade de nitrogênio foi absorvido da coluna de água. Por outro lado, Carignan & Kalff (1980) encontraram que a contribuição do fósforo do sedimento durante o crescimento das espécies foi em média 72%. Esta variedade de resultados obtidos para esta espécie sugere uma grande capacidade de adaptação, que pode justificar sua ocorrência em locais com características diferentes como encontrado em nosso trabalho, diferente do que ocorre com *C. furcata*.

As espécies *P. pusillus* e *P. polygonus* foram encontradas em poucos locais no rio Mambú, mostrando que estas espécies devem ser pouco adaptadas às características das regiões mais baixas, pois elas se encontram enraizadas em substratos rochosos onde a velocidade de corrente é mais elevada. A transparência da água é um fator bem importante para a ocorrência de espécies submersas, particularmente para algumas espécies de *Potamogeton*. No trabalho de Stuckey & Moore (1995), foi observado que indivíduos de *P. pusillus* que já eram encontrados em águas claras aumentaram em número com o aumento da transparência da água no lago Eire, em Ohio. Isto poderia justificar a ocorrência restrita destas espécies apenas no rio Mambú. Entretanto, *P. pusillus* foi encontrado em um ponto na parte baixa do rio Branco. Alguns autores consideram *P. pusillus* como uma espécie de ambientes meso/eutróficos (Demars & Edwards, 2009), o que não a deixaria restrita ao rio Mambú.

Pistia stratiotes e *S. molesta* ocorreram na parte intermediária do trecho, em locais mais lânticos, onde a incidência de luz e as concentrações de nutrientes são maiores. Estas formas de vida (flutuantes livres) não se adaptam a águas pobres em nutrientes, pois não podem absorvê-los do sedimento, e onde a velocidade de fluxo é elevada, pois são carregadas rio abaixo (Thomas et al., 2011). Elas ocorreram na maioria dos pontos juntas e também com outras espécies de macrófitas, como

Eichhornia azurea. A ocorrência destas duas espécies foi similar, entretanto, podemos observar que *S. molesta* ocorre em alguns pontos mais próximos a região serrana, enquanto o mesmo não é verdadeiro para *P. stratiotes*. Camargo & Biudes (2006) compararam a ocorrência destas espécies em diferentes rios na bacia do rio Itanhaém, e observaram que *S. molesta* ocorria nos rios onde a concentração de fósforo era menor do que os rios de ocorrência de *P. stratiotes*. Nossos resultados foram similares, pois apesar de se ocorrerem em pontos coincidentes, *S. molesta* também ocorre em locais onde as concentrações de fósforo são menores enquanto *P. stratiotes* não.

A espécie *U. foliosa* foi encontrada em apenas dois pontos amostrais, ocorrendo junto com *P. stratiotes*, *S. molesta* e outras macrófitas emergentes como *Eichhornia azurea*. *U. foliosa* pode se comportar como epífita, utilizando outras como suporte (Pott et al., 1989). Apesar de também ser uma das espécies submersas mais abundantes na bacia, nesta região ela ocorre principalmente em águas pretas (Camargo et al., 2006).

Na região intermediária foram encontradas quase todas as espécies, caracterizando-a como a área com maior riqueza. Este resultado corrobora o Conceito do Contínuo fluvial (Vannote et al., 1980), que prevê a região intermediária como mais heterogênea e, consequentemente, capaz de abrigar uma variedade maior de espécies. Na região próxima à foz não foi encontrada nenhuma das espécies do estudo. Este resultado já era esperado, pois nestas áreas podem ser encontradas apenas as espécies que toleram valores maiores de salinidade, como *Spartina alterniflora*, *Crinum procerum* e *Scirpus californicus* que se distribuem no rio Itanhaém, próximo da região de foz onde a influência da maré é grande (Cancian, 2012).

2.5 CONCLUSÕES

Este trecho da bacia do rio Itanhaém apresenta um gradiente longitudinal de características limnológicas e de características abióticas do canal de acordo com o proposto no Conceito do Contínuo Fluvial. As macrófitas aquáticas se distribuíram ao longo deste trecho em resposta ao gradiente formando, por sua vez, um gradiente de distribuição. Estes resultados mostraram a importância de gradientes como ferramenta para entender o funcionamento dos ecossistemas e a resposta dos organismos a ele.

REFERÊNCIAS

- Allan, J. D. & Castillo, M. M. 2007. Stream Ecology: structure and function of running Waters. 2^a Ed. U.S.A. Springer. 444p.
- Allen, S. E. 1974. Chemical analysis of ecological materials. Oxford, Blackwell.
- Barendregt, A. & Bio, A. M. F. 2003. Relevant variables to predict macrophyte communities in running Waters. *Ecological Modelling*, 160: 205-217.
- Barko, J.W.; Adams, M.S. & Clesceri, N.L. 1986. Environmental factors and their consideration in the management of submerged aquatic vegetation: a review. *Journal of Aquatic Plant Management*, 24: 1-10.
- Bicalho S.T.T., Langenbach T., Rodrigues R.R., Correia F.V., Hagler N.A., Matallo M.B. and Luchini L.C. 2010. Herbicide distribution in soils of a riparian forest and neighboring sugar cane field. *Geoderma*, 158, 392–397.
- Billen, G.; Garnier, J.; Némery, J.; Sebilo, M.; Sferratore, A.; Barles, S.; Benoit, P. & Benoit, M. 2007. A long-term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *Science of the Total Environment*, 375: 80–97.
- Bini, L.M. & Thomaz, S.M. 2005. Prediction of *Egeria najas* and *Egeria densa* occurrence in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay). *Aquatic Botany*, 83: 227-238.
- Camargo 1,2, A.F.M. & Biudes, J.F.V. 2005. Influence of limnological characteristics of water in the occurrence of *Salvinia molesta* and *Pistia stratiotes* in rivers from the Itanhaém River basin (SP, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18(3): 239-246.
- Camargo, A. F. M.; Ferreira, R. A. R.; Schiavetti, A. & Bini, L. M. 1996. Influence of phisiography and human activity on limnology characteristics of lotic ecosystems of the south coast of São Paulo, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 8: 231-243.
- Camargo, A. F. M. & Pereira, L. A. Ecologia da bacia hidrográfica do Rio Itanhaém. In: Alexandre Schiavetti; Antonio Fernando Monteiro Camargo. (Org.). Conceitos de Bacias Hidrográficas: Teorias e Aplicações. 1^a ed. Ilhéus. Editus, 2002, v. 1, p. 239-256.

- Camargo, A.F.M.; Peazzato, M.M.; Henry-Silva, G.G. & Assumpção, A.M. Primary production of *Utricularia foliosa* L., *Egeria densa* Planchon and *Cabomba furcata* Schult & Schult.f from rivers of the coastal plain of the State of São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, 570: 35-30, 2006.
- Cancian, L. F. Modelagem de distribuição geográfica potencial de macrófitas aquáticas em bacias hidrográficas. 2012. 86 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2012.
- Carignan, R. & Kalff, J. 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds: Water or sediments? *Science*, 207: 987-989.
- Carmouze, J. P. Caracterização dos ciclos do C, N, e P por modelos de compartimentos múltiplos. In: _____. O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. Editora Edgard Blücher: FAPESP, 1994. p. 39-50.
- Cummins, K. H. 1962. An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. *American Midland Naturalist*, 67 (2): 477-504.
- Daar, A. Gogina, M. & Zettler, M.L. 2014. Functional changes in benthic communities along a salinity gradient— a western Baltic case study. *Journal of Sea Research*, 85: 315–324.
- Damgaard, C. 2003. Modeling plant competition along an environmental gradient. *Ecological Modelling*, 170: 45–53.
- Demars, B.O.L. & Edwards, A.C. Distribution of aquatic macrophytes in contrasting river systems: A critique of compositional-based assessment of water quality. *Science of the Total Environment*, 407: 975-990.
- Esteves, F.A.E. & Amado, A.M. Nitrogênio. In: Esteves, F. A. E. Fundamentos de Limnologia. 3^a Ed. Rio de Janeiro. 2011. Interciência, p. 239-258.
- Feijoó, C.S.; Momol, F.R.; Bonetti, C.A & Tur, N.M. 1996. Factors influencing biomass and nutrient content of the submersed macrophyte *Egeria densa* Planch. in a pampasic stream. *Hydrobiologia*, 341: 21-26.

- Ferreira, F.C. & Petrere Jr, M. 2009. The fish zonation of the Itanhaém river basin in the Atlantic Forest of southeast Brazil. *Hydrobiologia*, 636:11–34.
- Fitzpatrick, F.A.; Waite, I.R.; D'Arconte, P.J.; Meador, M.R., Maupin, M.A. & Gurtz, M.E. 1998. Revised Methods for Characterizing Stream Habitat in the National Water - Quality Assessment Program. *U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 98-4052*, 63 p.
- Greathouse, E.A. & Pringle, C.M. 2006. Does the river continuum concept apply on a tropical island? Longitudinal variation in a Puerto Rican stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 134-152.
- Golterman, H. L., R. S. Climo, & M. A. M. Ohnstad. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. IBP, Oxford.
- Haynes, R. R. & Holm-Nielsen, L. 2003. Potamogetonaceae. *Flora Neotropica*, 85: 1-52.
- Henry-Silva, G. & Camargo, A.F.M. 2003. Avaliação sazonal da biomassa de 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*, 30(1): 71-77.
- Istvánovics, V.; Honti, M.; Kovács, A. & Osztóics, A. 2008. Distribution of submerged macrophytes along environmental gradients in large, shallow Lake Balaton (Hungary). *Aquatic Botany*, 88: 317-330.
- Jiang, X.; Xiong, J.; Xie, Z. & Chen, Y. 2010. Longitudinal patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in a Chinese river system: A test for river continuum concept (RCC). *Quaternary International*. 244: 289-295.
- Koroleff, F. 1976. Determination of nutrients. Páginas 117-125 in K. Grasshoff, editor. Methods of seawater analysis. Verlag Chemie, New York.
- Leviandier, T.; Alber, A.; Le Ber, F. & Piégay, H. 2012. Comparison of statistical algorithms for detecting homogeneous river reaches along a longitudinal continuum. *Geomorphology*, 138: 130–144.

- Loucks, D. P. Ecological Models: River Models. Jorgensen, S. E. & Fath, B. D. Encyclopedia of Ecology. 1ª Ed. Londres. Elsevier, 2008. p. 3069-3083
- Mackereth, F. J. H., J. Heron, & J. F. Talling. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, London.
- Montgomery, D.R. 1999. Process domains and the river continuum. *Journal of the American Water Resources Association*, 35(2): 397-410.
- Mony, C.; Koschnick, T.; Haller, W. & Muller, S. 2007. Competition between two invasive Hydrocharitaceae (*Hydrilla verticillata* (L.f.) (Royle) and *Egeria densa* (Planch.) as influenced by sediment fertility and season. *Aquatic Botany*, 86: 236-242.
- Naiman, R. J., Melillo, J. M.; Lock, M.A.; Ford, T. E. & Reice, S.R. 1987. Longitudinal Patterns of Ecosystem Processes and Community Structure in a Subarctic River Continuum. *Ecology*, 68 (5): 1139-1156.
- Park S.R., Lee H.J., Lee S.W., Hwang S.J., Byeon M.S., Joo G.J., Jeong K.S., Kong D. S. and Kim M.C. 2011. Relationship between land use and multi-dimensional characteristics of streams and rivers at two different scales. *Annal. Limnol. – Int. J. of Limnol*, 47, S107-S116.
- Pott, V.J.; Bueno, N.C.; Pereira, R.A.C.; De Salis, S. M. & Vieira, N.L. 1989. Distribuição de macrófitas aquáticas numa lagoa na fazenda Nhumirim, Nhecolândia, Pantanal, MS. *Acta Botanica Brasilica*, 3(2): 153-168.
- Pugnaire, F.I; Armas, C & Maestre, F.T. 2011. Positive plant interactions in the Iberian Southeast: Mechanisms, environmental gradients, and ecosystem function. *Journal of Arid Environments*, 75: 1310-1320.
- Quinn, G. & Keough, M. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Mel-bourne.
- R Development Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing, reference index version 2.15.3. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL < <http://www.R-project.org>.>

- Reinfelds, I.; Cohen, T.; Batten, P. & Brierley, G. 2004. Assessment of downstream trends in channel gradient, total and specific stream power: a GIS approach. *Geomorphology*, 60: 403-416.
- Rodrigues, R. S. & Irgang, B. E. 2001. Potamogetonaceae Dumort. in Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia, Série Botânica*, 56: 3-49.
- Rodrigues, R.B. & Thomaz, S.M. 2010. Photosynthetic and growth responses of *Egeria densa* to photosynthetic active radiation. *Aquatic Botany*, 92: 281–284.
- Sales, N.M; Pérez-Garcia, F & Silveira, F.A.O. 2013. Consistent variation in seed germination across an environmental gradient in a Neotropical savana. *South African Journal of Botany*, 87: 129–133.
- Stuckey, R.L. & Moore, D.L. 1995. Return and Increase in Abundance of Aquatic Flowering Plants in Put-In-Bay Harbor, Lake Erie, Ohio. *Ohio Journal of Science*, 95 (3): 261-266.
- Tavechio, W.L.G., Thomaz, S.M., 2003. Effects of light on the growth and photosynthesis of *Egeria najas* Planchon. *Brazilian Archives of Biology Technology*, 46: 203–209.
- Thomaz, S. M.; Esteves, F. S. E. Comunidade de macrófitas aquáticas. In: Esteves, F. A. E. Fundamentos de Limnologia. 3ª Ed. Rio de Janeiro. 2011. Interciência, p.461-518.
- Tomavova, S.; Tedesco, P.A.; Campero, M.; Van Damme, P.A.; Moya, N & Oberdorff, T. 2007. Longitudinal and altitudinal changes of macroinvertebrate functional feeding groups in Neotropical streams: a test of the River Continuum Concept. *Fundamental and Applied Limnology - Archiv für Hydrobiologie*, 170(3): 233–241.
- Tundisi, J. G. & Tundisi, T. M. 2008. Limnologia. 2ª ed. São Paulo, SP: Oficina de Textos. 632p.
- Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37 (1): 130-137.
- Ward, J.V. 1988. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation*, 83(3): 269-278.
- Wetzel, R. G. 1983. Limnology. 2ª ed. Philadelphia. Saunders College Publishing. 767 p.

- Wohl, E. & Beckman, N.D. 2014. Leaky rivers: Implications of the loss of longitudinal fluvial disconnectivity in headwater streams. *Geomorphology*, 205: 27–35.
- Yarrow, M.; Marini, V.H.; Finlayson, M; Tironi, A.; Delgado, L.E. & Fischer, F. 2009. The ecology of *Egeria densa* Planchon (Liliopsida: Alismatales): A wetland ecosystem engineer? *Revista Chilena de Historia Natural*, 82: 299-313.

3 IMPORTÂNCIA DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS, DO CANAL E ESPACIAIS NA OCORRÊNCIA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

RESUMO: A importância das variáveis limnológicas na ocorrência de macrófitas aquáticas já é bem conhecida, entretanto, as variáveis do canal e espaciais têm sido pouco exploradas, principalmente em rios. O objetivo deste estudo foi avaliar quais características abióticas são mais relevantes para a ocorrência de diferentes espécies de macrófitas aquáticas e quais destes conjuntos de variáveis (água, canal e espaciais) têm mais influência na comunidade. As espécies estudadas foram *Egeria densa*, *Cabomba furcata*, *Potamogeton pusillus*, *P. polygonus*, *Utricularia foliosa*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*. O estudo foi realizado em um trecho de rio da bacia do rio Itanhaém, em cinquenta e um pontos amostrais. As variáveis abióticas (água, canal e espaciais) foram obtidas em cada ponto e a ocorrência das espécies foi determinada pela presença e ausência destas nos pontos. A importância das variáveis abióticas para a ocorrência das espécies foi analisada por meio de *GLM*. Para verificar a importância do conjunto de variáveis em todas as espécies (comunidade) foi realizada uma RDA parcial. *E. densa* e *C. furcata* apresentaram maior relação com fósforo do substrato, profundidade do canal e declividade da margem, e as espécies *P. stratiotes* e *S. molesta* com velocidade de corrente, temperatura e oxigênio. A comunidade de macrófitas respondeu melhor a combinação de características do canal e da água. Este resultado mostrou a importância das características do canal e a interação entre os fatores ambientais na ocorrência da vegetação aquática em rios.

Palavras-chave: variáveis ambientais, rios, bacia do rio Itanhaém, *GLM*, RDA parcial

3.1 INTRODUÇÃO

A composição das comunidades bióticas varia de acordo com as condições do ambiente em que vivem (Mikulyuk et al., 2011). A relação entre a comunidade de macrófitas aquáticas e as características limnológicas tem sido amplamente estudada, e estas são muito importantes para a ocorrência destes vegetais e variam de acordo com as espécies ou formas de vida (Riis et al., 2000; Chappuis et al., 2013; Szoszkiewicz et al., 2013). De maneira geral, as principais variáveis que influenciam a comunidade são transparência da água, concentração de íons e nutrientes da água (principalmente fósforo e nitrogênio), temperatura, pH e alcalinidade (Barko & Smart, 1981; Austin et al., 1994; Heegaard et al., 2001; Thomaz & Esteves, 2011; Manolaki & Papastergiadou, 2012; Chappuis et al., 2013).

Outros aspectos do ambiente aquático como a estrutura do canal e características da paisagem também são importantes para a comunidade vegetal, entretanto poucos estudos sobre a resposta das plantas a estas características têm sido desenvolvidos. Alguns trabalhos têm sido realizados e demonstrado que estas características também são variáveis importantes na composição e estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas. Como exemplos podemos citar a movimentação da água (velocidade e ondas) (Koch, 2001; Steffen et al., 2013), características da vegetação ripária (abertura do dossel, largura da vegetação ripária e continuidade linear, quantidade de espécies exóticas) (Mackay et al., 2010), uso do solo do entorno e variáveis espaciais (Alahuhta et al., 2013).

Os ecossistemas lóticos, como rios e riachos, possuem maior relação com o ambiente ripário do que os ecossistemas lacustres (Grinberga, 2010) e, por esta razão variáveis do canal e paisagem devem ter ainda maior influência na presença de macrófitas aquáticas em ambientes lóticos do que em ambientes lênticos. Buscar entender como a comunidade vegetal aquática pode ser influenciada pelas características destes ambientes torna-se muito importante, pois estas informações ressaltam a necessidade de conservar os ambientes terrestres adjacentes para a manutenção da comunidade de macrófitas e nos permitem tomar melhores decisões para manejo, e também fazer previsões sobre a direção das mudanças ecológicas em resposta a alterações ambientais e influência antrópicas (Mikulyuk et al., 2011).

A bacia do rio Itanhaém é a segunda maior bacia litorânea do estado de São Paulo e possui ecossistemas lóticos que percorrem áreas com diferentes características de altitude, geologia e vegetação (Camargo et al., 1996). Esta bacia também possui uma grande quantidade de espécies de macrófitas aquáticas de diferentes tipos ecológicos (formas de vida), sendo um local importante para estudos ecológicos para manejo e

conservação. Neste contexto os objetivos deste trabalho foram (1) avaliar quais características abióticas são mais importantes para a ocorrência de diferentes espécies de macrófitas aquáticas e (2) avaliar qual conjunto de variáveis (da água, do canal ou do espaço) melhor explica a ocorrência da comunidade de macrófitas.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em um trecho de rio da bacia do rio Itanhaém, que abrange os rios Mambú, Branco e Itanhaém, sendo o rio Mambú afluente do rio Branco e, este afluente do rio Itanhaém (Figura 18). Este trecho foi escolhido, pois contempla a região de escarpa, a região da planície costeira e também a região de foz.

A bacia localiza-se no litoral sul do Estado de São Paulo entre os paralelos 23° 50' e 24° 15' de latitude sul e entre os meridianos 46°35' e 47° 00' de longitude a oeste de Greenwich. Possui uma área de 930 Km² e é a segunda maior bacia litorânea do estado. Abrange os municípios de Peruíbe, Mongaguá, Praia Grande, São Vicente, São Paulo e Itanhaém, pertencendo a este a maior parte da bacia.

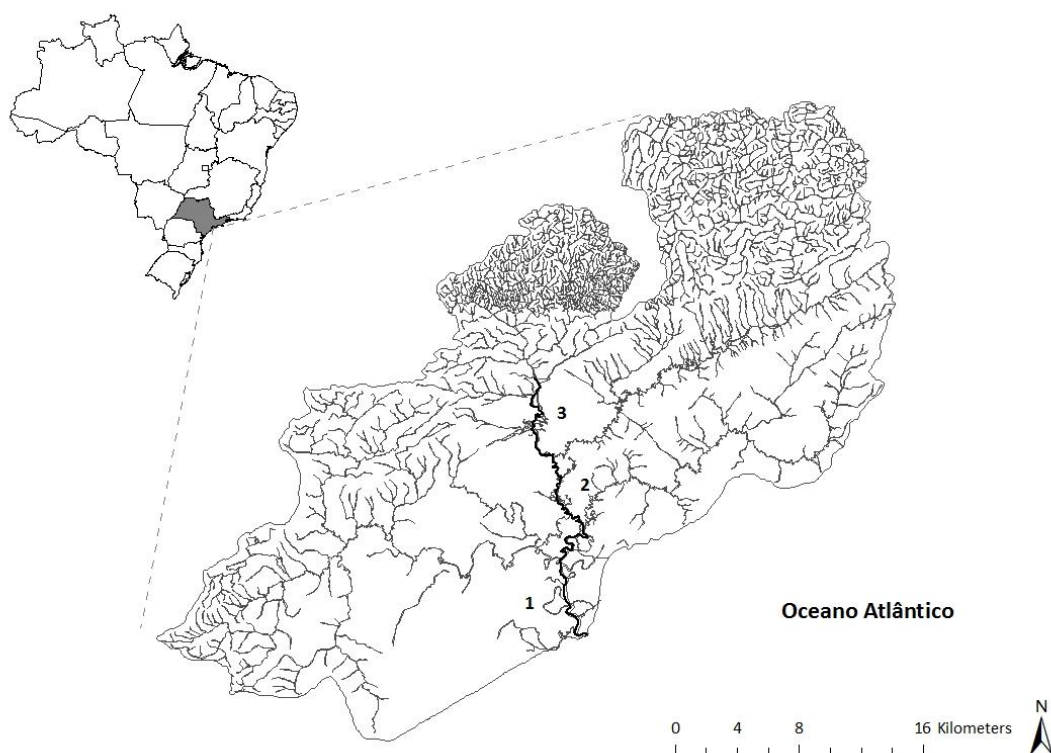


Figura 18. Localização da bacia hidrográfica do rio Itanhaém no litoral sul do Estado de São Paulo. Destaque para o trecho de estudo (1) rio Itanhaém, (2) rio Branco e (3) rio Mambú. Coordenadas em UTM. (Fonte: elaborado pela autora).

Cerca de 50% da área total da bacia está situada no Parque Estadual da Serra do Mar, em altitudes entre 700 e 800 m, enquanto que o restante está situado na planície costeira em altitudes inferiores a 20 m (Camargo et al., 1996). A região possui um clima do tipo Ap (Köppen), ou seja, tropical úmido sem estação seca. A temperatura mínima média é de 15,3°C em julho e máxima média de 30°C em fevereiro. A taxa de umidade relativa do ar é alta durante todo ano (superior a 80%) e a pluviosidade média anual é elevada, entre 2000 a 2500 mm, com maior concentração nos meses de verão (Camargo et al., 2002).

3.2.2 Amostragem

A amostragem abrangeu 51 pontos distribuídos ao longo do trecho, com quinhentos metros de distância entre si, no sentido foz-cabeceira. O primeiro ponto foi estabelecido próximo à região de foz e o último próximo à região serrana, onde as macrófitas aquáticas deixaram de ocorrer. A plotagem dos pontos foi realizada previamente em ambiente SIG através do software ArcGis 9.3, e localizados em campo através de um GPS com as coordenadas geográficas. A coleta dos dados foi realizada em apenas um período (agosto de 2012), pois a região apresenta uniformidade climática e pequena variação sazonal das características físicas e químicas da água (Henry-Silva & Camargo, 2003).

3.2.2.1 VARIÁVEIS DO CANAL

As variáveis do canal obtidas foram declividade da margem, cobertura vegetal, abertura de dossel, largura e profundidade do canal, velocidade de corrente, nitrogênio e fósforo do substrato, conforme Tabela 3. Ela ilustra as variáveis obtidas e respectivos códigos, métodos e unidades.

Tabela 3. Variáveis do canal.

Nome	Código	Método	Unidade	
Declividade da margem	Decliv		graus	
Cobertura vegetal	Cob	Fitzpatrick et al. (1998)	%	
Abertura de dossel	Doss			
Largura do canal	Larg			
Profundidade	Prof			
Elevação do terreno	Elev	<i>zonal statistics</i> (ArcGis 9.3)	metros	
Velocidade de corrente	Veloc	Medidor de fluxo (Global Water, FP101)	m.s ⁻¹	
Nitrogênio total do substrato	NS	Allen et al (1974)	%	
Fósforo total do substrato	PS			
Tipo de substrato	Subst	Cummins (1962)	Categoria	Diâmetro (mm)
			bloco	> 256
			matacão	entre 256 e 64
			seixo	entre 64 e 16
			cascalho	entre 16 e 2
			areia	entre 2 e 0,6
			silte e argila	< 0,6

A declividade da margem foi medida através de um clinômetro (Suunto, modelo Tandem 360 PC) que expressa a declividade em graus e um bastão de referência. O bastão de referência contém uma marcação na altura dos olhos do operador do clinômetro e é posicionado na margem. A medida é feita pelo operador posicionado a cerca de três metros de distância do bastão. A medida foi obtida para cada margem do rio.

A medida de cobertura vegetal foi realizada com um densiômetro esférico côncavo (Wildco, modelo A). O densiômetro é posicionado paralelamente à margem abaixo da vegetação onde foi feita a contagem de pontos cobertos por vegetação. Posteriormente, foi aplicada a fórmula: $cobertura\ vegetal = 100 \times n^{\circ} pontos / 37$ (número total de pontos do densiômetro) para obtenção do resultado em porcentagem.

A abertura de dossel foi medida com um clinômetro. Do centro do canal são medidos os ângulos entre o observador e a porção de vegetação mais alta de ambas as margens. A abertura de dossel foi calculada pela fórmula: $Abertura\ de\ dossel = 180 - \theta_1 + \theta_2$. Posteriormente, essas medidas foram convertidas em porcentagem multiplicando-se o valor de abertura de dossel por 100 e dividindo-se o resultado por 180.

As medidas de largura foram obtidas através de um telêmetro (binóculo medidor de distância, marca Bushnell) para larguras acima de 17 metros, e através de uma trena para larguras inferiores a esta. As medidas de profundidade do canal foram obtidas com uma corda metrada. O coeficiente de atenuação de luz foi obtido com o auxílio de um radiômetro subaquático (Li-cor, modelo Li-189) na superfície da água (0,0m) e em 0,20m. O coeficiente de atenuação de luz é calculado através da subtração entre os dois valores de radiação e divisão pela profundidade (0,2m).

A medida de velocidade de corrente foi obtida através de um equipamento medidor de fluxo (Global Water, FP101). Em cada ponto foi realizado um transecto onde foram obtidas quatro medidas de velocidade, o resultado final foi obtido através do cálculo da média destas medidas.

3.2.2.2 VARIÁVEIS ESPACIAIS

As variáveis espaciais utilizadas foram a distância entre os pontos de coleta e a elevação do terreno. As medidas destas variáveis foram obtidas através do *software* ArcGIS 9.3. Para o cálculo da distância entre os pontos foi utilizada imagem de satélite Landsat 5 TM, ano 2011, resolução 30m (disponível em <http://www.dgi.inpe.br/>) e a coordenadas dos pontos. A distância (em metros) foi calculada considerando a hidrografia, pela função *locate features along route*. A elevação do terreno (em metros)

foi obtida através de um Modelo Digital de Elevação (MDE) formato Geo Tiff (.tiff) (disponível em <http://www.dsr.inpe.br/topodata>), pela ferramenta *zonal statistics*.

3.2.2.3 VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS

As variáveis limnológicas obtidas foram temperatura, pH, salinidade, turbidez, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, coeficiente de atenuação de luz, nitrogênio total e nas formas de nitrito, nitrato e amoniacal, fósforo total, alcalinidade total e material em suspensão, conforme Tabela 4. Estas variáveis foram obtidas em cada ponto, no centro do canal. Algumas medidas foram obtidas em campo através de equipamento específico, enquanto outras foram obtidas em laboratório pela análise de amostras de água, coletadas em garrafas plásticas. A Tabela 4 ilustra as variáveis obtidas e respectivos códigos, métodos e unidades.

Tabela 4. Variáveis limnológicas.

Variável	Código	Unidade	Método
Temperatura	Temp	°C	
Potencial Hidrogeniônico	pH	-	
Salinidade	Sal	%	Water Quality Checker (Horiba, modelo U-10)
Turbidez	TU	NTU	
Condutividade Elétrica	Cond	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	
Oxigênio Dissolvido	OD	mg.L^{-1}	Oxímetro (WTW, modelo Oxi 315i)
Coeficiente de atenuação de luz	k	-	
			Radiômetro subaquático
Nitrogênio Total	NT	mg.L^{-1}	
N-nitrito	NO_2^-	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Mackereth et al. (1978)
N-nitrato	NO_3^-	$\mu\text{g.L}^{-1}$	
N-amoniaco	NH_4^+	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Koroleff (1976)
fósforo total	PT	$\mu\text{g.L}^{-1}$	
Alcalinidade Total	Alcalin	meq.L^{-1}	Golterman et al. (1978).
Material em Suspensão	Mat. Susp	mg.L^{-1}	Carmouze (1994)

3.2.2.4 OCORRÊNCIA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

A ocorrência das espécies de macrófitas aquáticas foi obtida através da observação da presença (1) ou ausência (0) delas nos pontos de coleta. Foi considerado um diâmetro de cem metros ao redor do ponto.

As espécies de macrófitas aquáticas escolhidas englobam três tipos ecológicos: submersa enraizada: i) *Egeria densa* Planch. (Hydrocharitaceae), *Cabomba furcata* Schult & Schult.f (Cabombaceae), *Potamogeton pusillus* L. subsp. *pusillus* e *Potamogeton polygonus* Cham. & Schltdl. (Potamogetonaceae); ii) submersa livre: *Utricularia foliosa* L. (Lentibulariaceae) e iii) flutuante livre: *Pistia stratiotes* L. (Araceae) e *Salvinia molesta* D. Mitch (Salviniaceae) (Apêndice A).

A escolha das espécies visou formas de vida que apresentam maior influência do ambiente aquático do que do ambiente do entorno, assim espécies emergentes não foram incluídas no trabalho (Cancian, 2012). As submersas enraizadas foi o tipo ecológico predominante no trabalho devido ao reduzido número de trabalhos sobre elas na região.

3.2.3 Análise dos dados

A análise dos dados foi realizada utilizando o Programa R 3.0.2 (R Development Core Team, 2013) e considerando valor de significância de 5%.

Para determinar quais as variáveis abióticas que mais explicam a ocorrência das espécies de macrófitas aquáticas foram utilizados Modelos Lineares Generalizados – GLM (Burnham & Anderson, 2002) assumindo uma distribuição binomial. As variáveis independentes foram as variáveis ambientais (variáveis abióticas) enquanto as variáveis dependentes constituíram na ocorrência (presença/ausência) das espécies. A modelagem é feita através da estimativa de quais variáveis se ajustam melhor aos dados,

selecionando um conjunto de variáveis - modelos - através de máxima verossimilhança (*likelehood*) e pelo teste destes modelos uns contra os outros. Posteriormente, os modelos foram selecionados de acordo com a qualidade do ajuste (modelo mais parcimonioso). Nós utilizamos a Análise de Critério de Informação de Akaike (AIC) para a seleção do melhor modelo, pois esta é mais indicada como protocolo de seleção de modelos. Dado um conjunto de modelos candidatos, o modelo preferido é aquele com o valor mínimo de AIC (Burnham & Anderson, 2002; Quinn & Keough, 2002). A construção dos modelos pode ser feita através de um modelo global (com todas as variáveis abióticas) e seleção automática do melhor modelo (função *step*). Outra maneira é construir um determinado número de modelos de acordo com suas hipóteses e utilizar o AIC para selecionar dentre esses o modelo mais ajustado aos dados. Nós optamos por utilizar a segunda opção (Burnham & Anderson, 2002; Clements et al., 2011). Utilizamos o Critério de Akaike corrigido (função *AICc*) pois esta é a mais recomendada para amostras pequenas (Burnham & Anderson, 2002).

Para cada espécie elaboramos diferentes modelos com combinações distintas das variáveis abióticas, de acordo com os conceitos ecológicos de ocorrência destas espécies presentes na literatura. Previamente a seleção das variáveis para construção dos modelos foi realizada uma análise de correlação de Pearson para remover as variáveis muito correlacionadas (Quinn & Keough, 2002).

Para avaliar qual conjunto de variáveis (da água, do canal ou espaciais) tem maior influência na determinação da ocorrência de espécies das macrófitas estudadas foi realizada uma Análise de Redundância Parcial (*pRDA*) (pacote *vegan*, função *varpart*). Esta análise verifica a influência de cada conjunto isolado e da combinação destes nas espécies (Bocard et al., 2011). Foram elaboradas três matrizes de dados ambientais: matriz de variáveis limnológicas, matriz com variáveis do canal e uma matriz com

dados espaciais; e uma matriz de dados biológicos: presença e ausência das espécies. A análise é realizada com as três matrizes de dados ambientais, e gera a porcentagem de explicação para cada matriz e para a combinação entre elas em relação à matriz biológica. O resultado é obtido em um diagrama ilustrando estas combinações (Bocard et al., 2011).

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Regressão

Através dos modelos de regressão *GLM* e da Análise de Informação de Akaike obtivemos o conjunto de variáveis que melhor explica a ocorrência de cada espécie de macrófita (modelo mais ajustado). Os melhores modelos selecionados de cada espécie estão descritos da Tabela 5.

Tabela 5. Modelos de regressão GLM (logística) para ocorrência de macrófitas aquáticas no trecho de rio da bacia do rio Itanhaém, SP. ‘+’ relação positiva, ‘-’ relação negativa. AICc=valor de Akaike corrigido.

Modelo	sinal	<i>p</i>	AICc
<i>C. furcata</i>			29,53
Nitrogênio total	+	0,16	
Fósforo total	-	0,04	
Nitrogênio total do substrato	-	0,04	
Fósforo total do substrato	+	0,04	
Profundidade do canal	+	0,02	
Declividade da margem	+	0,08	
<i>E. densa</i>			34,8
Fósforo total	-	0,13	
Fósforo total do substrato	+	0,02	
Cobertura vegetal	+	0,33	
Profundidade do canal	+	0,05	
Declividade da margem	+	0,04	
<i>P. polygonus</i>			12
Fósforo total	-	0,99	
Fósforo total do substrato	+	0,99	
Velocidade de corrente	-	0,99	
Abertura de dossel	+	0,99	
Turbidez	-	0,99	

Tabela 5. (continuação)

Modelo	sinal	<i>p</i>	AICc
<i>P. pusillus</i>			18
pH	-	1	
Turbidez	-	1	
Temperatura	+	1	
Oxigênio dissolvido	+	1	
Coeficiente de atenuação de luz	+	1	
Nitrogênio total	-	1	
Fósforo total	-	1	
Material em suspensão	-	1	
<i>P. stratiotes</i>			31,23
Nitrogênio total	-	0,82	
Fósforo total	-	0,13	
Oxigênio dissolvido	-	0,02	
Temperatura	+	0,21	
Velocidade de corrente	-	0,04	
Largura do canal	+	0,11	
<i>S. molesta</i>			30,88
Fósforo total	-	0,11	
Oxigênio dissolvido	-	0,04	
Temperatura	+	0,03	
Velocidade de corrente	-	0,12	
Profundidade	-	0,17	
Turbidez	-	0,08	
<i>U. foliosa</i>			14
Nitrogênio total	-	0,99	
Fósforo total	-	0,99	
Oxigênio dissolvido	-	0,99	
Temperatura	-	1	
Velocidade de corrente	-	0,99	
Abertura de dossel	+	0,99	

Para *C. furcata* o modelo indicou que esta espécie ocorre em ambientes com menores concentrações de fósforo total na água e nitrogênio no substrato, uma vez que esta apresentou uma relação negativa com estas variáveis. Outras variáveis que foram importantes para a presença desta espécie foram fósforo do substrato e profundidade do canal, cuja relação foi positiva. Ou seja, esta espécie ocorre em locais mais profundos e onde o substrato é mais rico em fósforo.

Para *E. densa* verificamos que esta espécie também ocorre em locais onde a profundidade é maior e o substrato é mais rico em fósforo, pois apresentou uma relação positiva com estas variáveis. A declividade da margem também foi importante para a ocorrência desta espécie e apresentou uma relação positiva, indicando ela está mais adaptada a locais onde as margens tem maior declividade. Para *P. pusillus* e *P. polygonus* nenhuma das relações foram significativas para as variáveis selecionadas nos modelos mais ajustados.

Para *P. stratiotes* observamos que esta espécie apresentou uma relação negativa com oxigênio dissolvido na água e velocidade de corrente, indicando que a ocorrência desta espécie está relacionada com águas menos oxigenadas e locais mais lânticos. Para *S. molesta* também observamos uma relação negativa com oxigênio dissolvido. A temperatura foi outra variável importante na ocorrência desta espécie, cuja relação foi positiva, indicando que *S. molesta* ocorre em locais onde as temperaturas são mais elevadas. A espécie *U. foliosa* também não apresentou relação significativa com nenhuma das variáveis dos modelos, assim como para *P. pusillus* e *P. polygonus*.

3.3.2 Partição de variância

O resultado da análise de redundância parcial está representado no diagrama da Figura 19. O diagrama representa a porcentagem de explicação das frações puras, representadas pelas características da água, canal e espacial, além do componente compartilhado, ou seja, a variação conjunta de todas as variáveis na distribuição da comunidade de macrófitas. Cada círculo representa um conjunto de variáveis e a sobreposição dos círculos a interação entre os conjuntos. Os valores expressam em porcentagem a explicação de cada conjunto e também a explicação das interações (valores das intersecções).

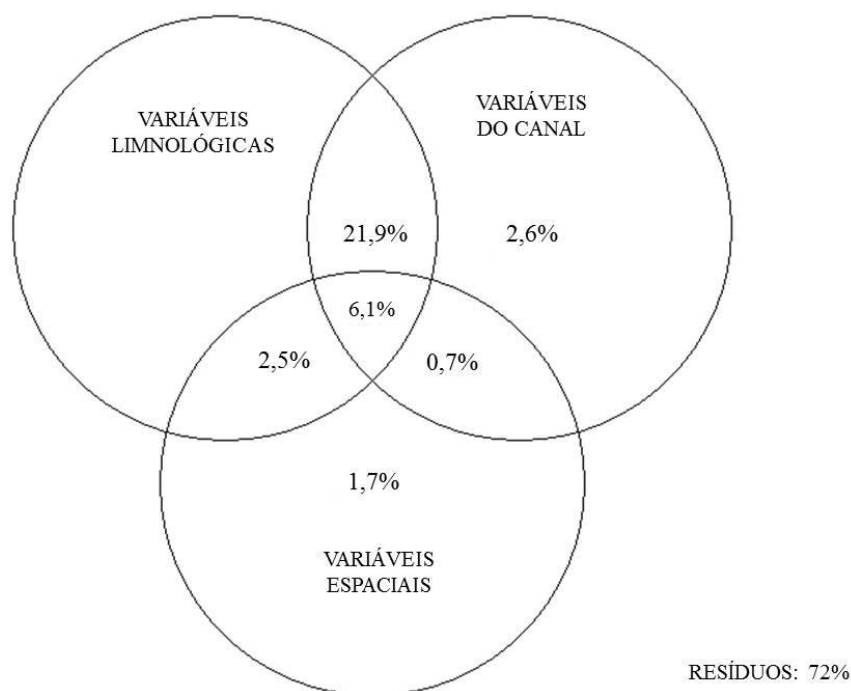


Figura 19. Diagrama da análise RDA parcial (pRDA). Os círculos representam o conjunto de variáveis ambientais. Os valores indicam a porcentagem de explicação dos conjuntos e das interações. $R^2_{adj}=0,27$.

Individualmente, os conjuntos de variáveis explicaram pouco a presença das espécies, a variação explicada pelas variáveis limnológicas foi zero, das variáveis do canal foi 2,6% e das variáveis espaciais foi de 1,7%. Isoladamente, as variáveis do canal foram as que mais explicaram a presença das espécies, entretanto, o valor também foi bem reduzido. A combinação dos três componentes ambientais também explicou pouco a presença das espécies (6,1%). As variáveis da água e do espaço apresentaram explicação de 2,5% e a explicação para a interação entre as variáveis do espaço e do canal foi a mais reduzida, apenas 0,7%. O melhor resultado para a comunidade foi pela interação entre as variáveis da água e do canal com porcentagem de explicação de 21%. A porcentagem não explicada pelas variáveis foi de 72%.

3.4 DISCUSSÃO

3.4.1 Importância das variáveis abióticas nas diferentes espécies

Poucas variáveis foram relacionadas à distribuição das espécies no trecho estudado. As espécies que tiveram maior relação com as características do trecho foram *C. furcata* e *E. densa*. Para ambas foi encontrada uma relação positiva com fósforo do substrato. O fósforo costuma ser um dos nutrientes mais limitantes para o crescimento de macrófitas aquáticas e, por se tratar de uma espécie submersa enraizada, sua absorção ocorre mais pelo substrato do que pela coluna de água (Barko & Smart, 1981; Yarrow et al., 2009; Thomaz & Esteves, 2011). Isso também explica a relação negativa do fósforo total da água com *C. furcata*, pois as submersas ocorrem em ambientes mais oligotróficos (Camargo et al., 2003).

As duas espécies também apresentaram relação positiva com profundidade do canal. As medidas de profundidade são referentes ao centro do canal, assim, este resultado indica que estas duas espécies ocorreram em locais do trecho onde o canal é mais profundo. Este resultado pode estar relacionado ao fato de que ambientes mais rasos são colonizados principalmente por espécies emergentes e por espécies flutuantes, que se associam as emergentes (Thomaz & Esteves, 2011). Dessa forma, as espécies submersas ficaram restritas aos canais mais profundos onde as emergentes e flutuantes não conseguem se fixar. Gantes & Caro (2001) encontraram maior frequência de submersas em profundidades maiores quando comparadas a outras formas de vida, mostrando que estas espécies podem se adaptar a locais mais profundos. *E. densa* também apresentou relação positiva com declividade da margem, um resultado esperado, pois esta espécie se enraíza próximo às margens. Este resultado reforça o fato de que as espécies submersas colonizam ambientes onde outras formas de vida não ocorrem, ou seja, trechos mais profundos com margens com maior declividade

P. stratiotes apresentou relação negativa com oxigênio dissolvido e com velocidade de corrente. Ambientes mais lênticos possuem menor difusão de oxigênio e uma maior taxa de consumo por decomposição da matéria orgânica, o que resulta em uma menor reposição de oxigênio dissolvido na água (Esteves & Furtado, 2011). Além disso, esta espécie consome oxigênio através de suas raízes submersas e também pelo acúmulo de detritos nas raízes que, ao sofrerem decomposição, também consomem oxigênio. As macrófitas flutuantes também sombreiam a água limitando a entrada de luz e diminuindo a fotossíntese pelo fitoplâncton, o que conseqüentemente, reduz a quantidade de oxigênio na água (Kaenel et al., 2000; Desmet et al., 2011). A relação negativa com velocidade de corrente é comum, pois se trata de uma espécie flutuante livre que não se fixa em substratos. *Salvinia molesta* apresentou a mesma relação com oxigênio dissolvido, isto também é esperado, pois esta espécie apresenta as mesmas características de *P. stratiotes*. Neste estudo, ambas espécies ocorrem praticamente nos mesmos pontos. *Salvinia molesta* também apresentou relação com temperaturas mais elevadas, como encontrado no trabalho de Cary & Weerts (1983). Estes autores observaram um maior crescimento desta espécie em temperaturas de 22°C, enquanto que em nossa área de estudo verificamos sua ocorrência em temperaturas de 20,4 a 21,5°C.

Não encontramos relação das espécies flutuantes livres *S. molesta* e *P. stratiotes* com a concentração de fósforo e nitrogênio total, que é comum para esta forma de vida (Camargo et al., 2003; Thomaz & Esteves, 2011). No ambiente estudado as concentrações de nutrientes são baixas, talvez por isso as respostas ao oxigênio, temperatura e velocidade de fluxo tenham sido mais importantes para as espécies. Velocidades de corrente moderadas também aumentam a disponibilidade de nutrientes indiretamente pela movimentação do substrato (Chambers et al, 1991), e a ocorrência

destas espécies nestas velocidades também podem estar relacionadas a esta característica (Frankling et al., 2008; Silva, 2008).

Para as demais espécies não encontramos nenhuma relação com as variáveis estudadas. Isto se deve a baixa ocorrência destas espécies no trecho (5 pontos de ocorrência para *P. pusillus* e 2 pontos para *P. polygonus* e *U. foliosa*). A baixa ocorrência das espécies não era esperada no estudo. *Utricularia foliosa* é uma das espécies submersas mais abundantes na bacia, entretanto, sua ocorrência na região ocorre principalmente em rio de água preta (Camargo et al., 2006), que não pertence ao trecho estudado. Já as espécies do gênero *Potamogeton* apresentaram uma ocorrência muito restrita à parte superior do trecho. Com base nisso, podemos perceber que a escala de amostragem do estudo não foi ideal para estas espécies de ocorrência mais restrita. Talvez para estas espécies, uma amostragem com uma escala menor possa fornecer melhores resultados.

Um dos fatores mais importantes para o crescimento e distribuição de submersas é a velocidade de corrente, entretanto, não encontramos nenhuma relação com as espécies do estudo. Feijó et al. (1996) também não encontraram relação de *E. densa* com velocidade de corrente. Para as espécies do gênero *Potamogeton*, esperávamos encontrar relação com maiores velocidades de corrente, entretanto, não observamos este resultado apesar das velocidades dos pontos de ocorrência das espécies serem elevados (entre 0,65 e 0,8 m.s⁻¹). Porém, no trabalho de Janauer et al. (2010) foi encontrado uma relação com fluxo menor para este gênero (entre 0,05 e 0,3 m.s⁻¹). No trabalho de Chamber et al. (1991) foi encontrada uma relação deste gênero com velocidades de corrente maiores no banco, mas não foi encontrada relação com a taxa de descarga no rio, sugerindo que elas respondem a mudanças dentro do banco e não em todo o fluxo do rio. Além da baixa ocorrência destas espécies no trecho, elas podem não ter

respondido as variações de velocidade, pois as medidas são relativas ao canal e não dentro do bancos de macrófitas. Como as macrófitas podem alterar a velocidade de corrente dentro dos bancos (Thomaz & Esteves, 2011), em rios mais largos a reposta a velocidade de corrente pode ser mais local (Chambers et al., 1991). Além disso, estes mesmos autores ressaltam que muitos trabalhos ecológicos têm falhado em encontrar relações significativas entre o movimento da água e a distribuição e abundância de macrófitas submersas.

As respostas das espécies às variáveis ambientais foram semelhantes entre as mesmas formas de vida, *E. densa* e *C. furcata* e *P. stratiotes* e *S. molesta*. Não apenas as variáveis limnológicas, mas também outras características do canal, como velocidade de corrente, declividade e profundidade parecem importantes para determinar a presença destes vegetais.

3.4.2 Variáveis limnológicas, do canal e espaciais e a comunidade de macrófitas

Para a comunidade de macrófitas aquáticas encontramos pouca explicação das variáveis abióticas com a ocorrência das plantas. As variáveis do canal em conjunto com as variáveis da água foram as mais explicativas. Os diferentes tipos ecológicos presentes no trabalho ocorrem em locais com características distintas, muitas vezes antagônicas, o que pode ter resultado na baixa porcentagem de explicação das variáveis abióticas, principalmente nas variáveis limnológicas. Entretanto, quando as espécies foram analisadas individualmente pela análise de regressão logística (*GLM*), pudemos observar que as características abióticas da água e do canal tiveram uma contribuição importante na ocorrência das espécies, especialmente algumas variáveis do canal para as submersas como profundidade do canal, declividade da margem e nutrientes do substrato, e velocidade de corrente para *P.stratiotes*.

No trabalho de Alahuhta & Heino (2013) também foi encontrado que as características ambientais, como área e profundidade do lago, alcalinidade e uso do solo foram mais importantes do que as características espaciais. Mikulyuk et al. (2011) também ressaltaram a importância da sobreposição e interdependência das características naturais no ecossistema. Em seu estudo, a análise de RDA parcial mostrou que as condições do ambiente foram as mais explicativas para a composição da comunidade de macrófitas, que incluíram variáveis da água como pH e alcalinidade, e características do lago como profundidade do lago e profundidade máxima de colonização de macrófitas, além da presença de espécies invasoras de peixes. A segunda maior explicação de variação da comunidade de macrófitas naquele estudo foi a combinação destas características com o uso do solo e com variáveis espaciais. Apesar do fato de que diferentes tipos ecológicos utilizados na análise possam ter mascarado a relação com as características abióticas, alguns estudos têm mostrado que as variáveis do canal e do entorno são importantes, especialmente em ambientes lóticos. Para Manolaki & Papastergiadou (2012) as características da água pH, alcalinidade e diferentes formas de nitrogênio (N-NO_3 e N-NH_4^+) foram mais importantes na ocorrência de macrófitas, entretanto, eles destacam a importância das variáveis declividade da margem, largura do canal e velocidade de corrente. Para Steffen et al. (2013) a profundidade e a velocidade de fluxo foram mais importantes, sendo as características químicas da água mais secundárias na composição da comunidade.

Em rios, diferente do que ocorre em águas paradas, fatores físicos e hidrológicos têm sido encontrados como mais significativos para a comunidade de plantas aquáticas do que as propriedades químicas da água (Grinberga, 2010). Isto ocorre porque em rios a relação com a paisagem de entorno é maior, e é responsável por diversas características do funcionamento e dinâmica do ecossistema, ao contrário do que

acontece em lagos, onde esta dinâmica responde principalmente ao próprio ambiente aquático.

Estudos em lagos são mais abundantes do que em rios, e as respostas das macrófitas estão bem relacionadas à dinâmica interna do lago, por exemplo, as estratificações verticais de luz e temperatura. Em rios uma maior quantidade de características pode estar associada à comunidade vegetal, pois podem variar ao longo do curso, o que não ocorre em lagos, como por exemplo, a variação de velocidade de corrente, largura, profundidade, vegetação do entorno, etc. Em lagos as respostas à ocorrência e abundância de macrófitas estão mais relacionadas à concentração de nutrientes ou à temperatura (Toivonen & Huttunen, 19965; Lacoul & Freedman, 2006; Soundergaard et al., 2010; Alahuhta et al., 2013). Alguns estudos tem demonstrado que a velocidade de corrente é uma variável importante para explicar a ocorrência principalmente para macrófitas submersas, (Gantes & Caro, 2001; Janauer et al., 2010; Steffen et al., 2013). Outros trabalhos observaram respostas das espécies relacionadas a características de largura e profundidade do canal, estrutura da vegetação ripária e velocidade de corrente (Grinberga, 2010; Mackay et al., 2010; Manolaki & Papastergiadou, 2012).

Uma vez que em rios parece haver um maior número de variáveis responsáveis pela ocorrência de macrófitas aquáticas, torna-se difícil separar os efeitos de cada uma delas. Demars & Edwards (2009) mostraram que a distribuição das plantas está relacionada não apenas com as características ambientais, mas também com barreiras de dispersão e interações bióticas, não sendo possível separar características particulares para cada espécie. Além disso, muitas macrófitas aquáticas diferentes compartilham tolerância aos mesmos ambientes, sobrepondo nichos e coexistindo (Gantes & Caro, 2001).

Apesar da pouca explicação da ocorrência das espécies encontrada em nosso trabalho na análise da comunidade, as análises individuais das espécies apresentaram algumas relações com as características abióticas da água e do canal, indicando que em rios a combinação destas características explica melhor a distribuição das plantas do que individualmente.

3.5 CONCLUSÕES

Para a comunidade de macrófitas aquáticas a combinação entre as variáveis limnológicas e as variáveis do canal foi a mais explicativa na ocorrência das espécies. Para as espécies individualmente, as variáveis do canal foram mais importantes para as submersas, enquanto para as flutuantes livres as variáveis limnológicas foram mais importantes. A ocorrência das submersas *Egeria densa* e *Cabomba furcata* foi relacionada com os nutrientes do sedimento (principalmente fósforo) e com profundidade do canal e declividade do canal. As flutuantes livres *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta* apresentaram relação com oxigênio dissolvido; velocidade de corrente com *P. stratiotes* e temperatura com *S. molesta*. Em ambas as análises, observamos relação das espécies com as variáveis do canal, o que indica a importância destas características no estudo destes organismos e nestes ambientes.

REFERÊNCIAS

- Alahuhta, J. & Heino, J. 2013. Spatial extent, regional specificity and metacommunity structuring in lake macrophytes. *Journal of Biogeography*, 40: 1572–1582.
- Alahuhta, J.; Kanninen, A. & Vuori, K. 2013. Response of macrophyte communities and status metrics to natural gradients and land use in boreal lakes. *Aquatic Botany*, 103: 106–114.
- Allen, S. E. 1974. Chemical analysis of ecological materials. Oxford, Blackwell.
- Austin, M.P. & Gaywood, M.J. 1994. Current problems of environmental gradients and species response curves in relation to continuum theory. *Journal of Vegetation Science*, 5: 473-482.
- Barko, J.W. & Smart, R.M. 1981. Comparative influences of light and temperature on the growth and metabolism of selected submersed freshwater macrophytes. *Ecological Monographs*, 51(2): 219-235.
- Bocard, D.; Gillet, F. & Legendre, P. Numerical Ecology with R. Springer: New York, 2011. 306p.
- Burnham, K.P.; Anderson, D.R. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. New York: Springer, 2002. 488 p.
- Camargo, A. F. M.; Ferreira, R. A. R.; Schiavetti, A. & Bini, L. M. 1996. Influence of physiography and human activity on limnology characteristics of lotic ecosystems of the south coast of São Paulo, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 8: 231-243.
- Camargo, A. F. M. & Pereira, L. A. Ecologia da bacia hidrográfica do Rio Itanhaém. In: Alexandre Schiavetti; Antonio Fernando Monteiro Camargo. (Org.). Conceitos de Bacias Hidrográficas: Teorias e Aplicações. 1ª ed. Ilhéus. Editus, 2002, v. 1, p. 239-256.
- Camargo, A. F. M.; Pezzato, M. M. & Henry-Silva, G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: Thomaz, S. M. & Bini, L. M. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. 1ª Ed. Maringá, 2003. EDUEM, p. 59-83.

- Camargo, A.F.M.; Peazzato, M.M.; Henry-Silva, G.G. & Assumpção, A.M. Primary production of *Utricularia foliosa* L., *Egeria densa* Planchon and *Cabomba furcata* Schult & Schult.f from rivers of the coastal plain of the State of São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, 570: 35-30, 2006.
- Cancian, L. F. Modelagem de distribuição geográfica potencial de macrófitas aquáticas em bacias hidrográficas. 2012. 86 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2012.
- Carmouze, J. P. Caracterização dos ciclos do C, N, e P por modelos de compartimentos múltiplos. In: _____. O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. Editora Edgard Blücher: FAPESP, 1994. p. 39-50.
- Cary, P.R. & Weeters, P.G.J. 1983. Growth of *Salvinia molesta* as affected by water temperature and nutrition i. effects of nitrogen level and nitrogen compounds. *Aquatic Botany*, 16: 163-172.
- Chambers, P.A.; Prepas, E. E.; Hamilton, H.R. & Bothwell, H.M. 1991. Current velocity and its effect on aquatic macrophytes in flowing waters. *Ecological Applications*, 1(3): 249-257.
- Chappuis, E.; Gacia, E. & Ballesteros, E. 2014. Environmental factors explaining the distribution and diversity of vascular aquatic macrophytes in a highly heterogeneous Mediterranean region. *Aquatic Botany*, 113: 72– 82.
- Clements, W.H; Arnold, J.L.; Koel, T.M.; Daley, R. & Jean, C. 2011. Responses of benthic macroinvertebrate communities to natural geothermal discharges in Yellowstone National Park, USA. *Aquatic Ecology*, 45:137–149.
- Demars, B.O.L. & Edwards, A.C. Distribution of aquatic macrophytes in contrasting river systems: A critique of compositional-based assessment of water quality. *Science of the Total Environment*, 407: 975-990.
- Desmet, N.J.S.; Van Belleghem, S.; Seuntjens, P.; Bouma, T.J.; Buis, K. & Meire, P. 2011. Quantification of the impact of macrophytes on oxygen dynamics and nitrogen retention in a vegetated lowland river. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36: 479–489.
- Esteves, F. A. E. & Furtado, A. L. S. Oxigênio Dissolvido. In: Esteves, F. A. E. Fundamentos de Limnologia. 3ª Ed. Rio de Janeiro. 2011. Interciência, p. 167-191.

- Feijoó, C.S.; Momol, F.R.; Bonetti, C.A. & Tur, N.M. 1996. Factors influencing biomass and nutrient content of the submersed macrophyte *Egeria densa* Planch. in a pampasic stream. *Hydrobiologia*, 341: 21-26.
- Fitzpatrick, F.A.; Waite, I.R.; D'Arconte, P.J.; Meador, M.R., Maupin, M.A. & Gurtz, M.E. 1998. Revised Methods for Characterizing Stream Habitat in the National Water - Quality Assessment Program. *U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 98-4052*, 63 p.
- Frankling, P.; Dunbar, M. & Whitehead, P. 2008. Flow controls on lowland river macrophytes: A review. *Science of Total Environmental*, 400: 369-378.
- Gantes, H.P. & Caro, A.S. 2001. Environmental heterogeneity and spatial distribution of macrophytes in plain streams. *Aquatic Botany*, 70: 225-236.
- Golterman, H. L., R. S. Climo, & M. A. M. Ohnstad. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. IBP, Oxford.
- Grinberga, L. 2010. Environmental factors influencing the species diversity of macrophytes in middle-sized streams in Latvia. *Hydrobiologia*, 656: 233-241.
- Heegaard, E.; Birks, H.H.; Gibson, C.E.; Smith, S. & Wolfe-Murphy, S. 2001. Species-environmental relationships of aquatic macrophytes in Northern Ireland. *Aquatic Botany*, 70: 175-223.
- Henry-Silva, G. & Camargo, A.F.M. 2003. Avaliação sazonal da biomassa de 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*, 30(1): 71-77.
- Janauer, G.A.; Schmidt-Mumm, U. & Schmidt, B. 2010. Aquatic macrophytes and water current velocity in the Danube River. *Ecological Engineering*, 36: 1138-1145.
- Kaenel, B.R.; Buehrer, H. & Uehlinger, U. 2000. Effects of aquatic plant management on stream metabolism and oxygen balance in streams. *Freshwater Biology*, 45: 85-95.

- Koch, E.M. 2001. Beyond Light: Physical, Geological, and Geochemical Parameters as Possible Submersed Aquatic Vegetation Habitat Requirements. *Estuaries*, 24 (1): 1–17.
- Koroleff, F. 1976. Determination of nutrients. Páginas 117-125 in K. Grasshoff, editor. Methods of seawater analysis. Verlag Chemie, New York.
- Lacoul, P. & Freedman, B. 2006. Relationships between aquatic plants and environmental factors along a steep Himalayan altitudinal gradient. *Aquatic Botany*, 84: 3–16.
- Mackay, S.J.; James, C.S. & Arthington, A.H. 2010. Macrophytes as indicators of stream condition in the wet tropics region, Northern Queensland, Australia. *Ecological Indicators*, 10: 330–340.
- Mackereth, F. J. H., J. Heron, & J. F. Talling. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, London.
- Monolaki, P. & Pastergiadou, E. 2012. The impact of environmental factors on the distribution patterns of aquatic macrophytes in a middle-sized Mediterranean stream. *Aquatic botany*, 104:34-46.
- Mikulyuk, A.; Sharma, S. Egeren, S.V. Erdmann, E.; Nault, M.E. & Hauxwell, J. 2011. The relative role of environmental, spatial, and land-use patterns in explaining aquatic macrophyte community composition. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences*. 68: 1778–1789.
- Quinn, G. & Keough, M. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Melbourne.
- Thomaz, S.M. 2002. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. *Planta Daninha*, 20: 21-33, Edição Especial.
- Thomaz, S. M. & Esteves, F. A. E. Comunidade de macrófitas aquáticas. In: Esteves, F. A. E. Fundamentos de Limnologia. 3ª Ed. Rio de Janeiro. 2011. Interciência, p.461-518.
- Toivonen, H. & Huttunen, P. 1995. Aquatic macrophytes and ecological gradients in 57 small lakes in southern Finland. *Aquatic Botany*, 51: 197-221.

- Riis, T.; Sand-Jensen, K. & Vestergaard, O. 2000. Plant communities in lowland Danish streams: species composition and environmental factors. *Aquatic Botany*, 66: 255–272.
- Silva, R.S. influência da temperatura e de cargas de nutrientes no crescimento da macrófita aquática flutuante *eichhornia crassipes* (mart.) solms cultivada em água enriquecida artificialmente. 2008. 40f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2008.
- Soundergaard, M.; Johansson, L.S.; Lauridsen, T.L. Jorgensen, T.B.; Libouriussen, L. & Jeppesen, E. 2010. Submerged macrophytes as indicators of the ecological quality of lakes. *Freshwater Biology*, 55: 893–908.
- Steffen, K.; Leuchner, C.; Müller, U. Wiegand, G. & Becker, T. 2013. Relationships between macrophyte vegetation and physical and chemical conditions in northwest German running waters. *Aquatic Botany*, 113: 46-55.
- Szozkiewicz, K.; Budka, A.; Kayzer, D. & Pietruczuk, K. 2013. Diversity of macrophyte communities and their relationship to water quality in different types of lowland rivers in Poland. *Hydrobiologia*, DOI 10.1007/s10750-013-1698-z.
- Yarrow, M.; Marini, V.H.; Finlayson, M; Tironi, A.; Delgado, L.E. & Fischer, F. 2009. The ecology of *Egeria densa* Planchon (Liliopsida: Alismatales): A wetland ecosystem engineer? *Revista Chilena de Historia Natural*, 82: 299-313.

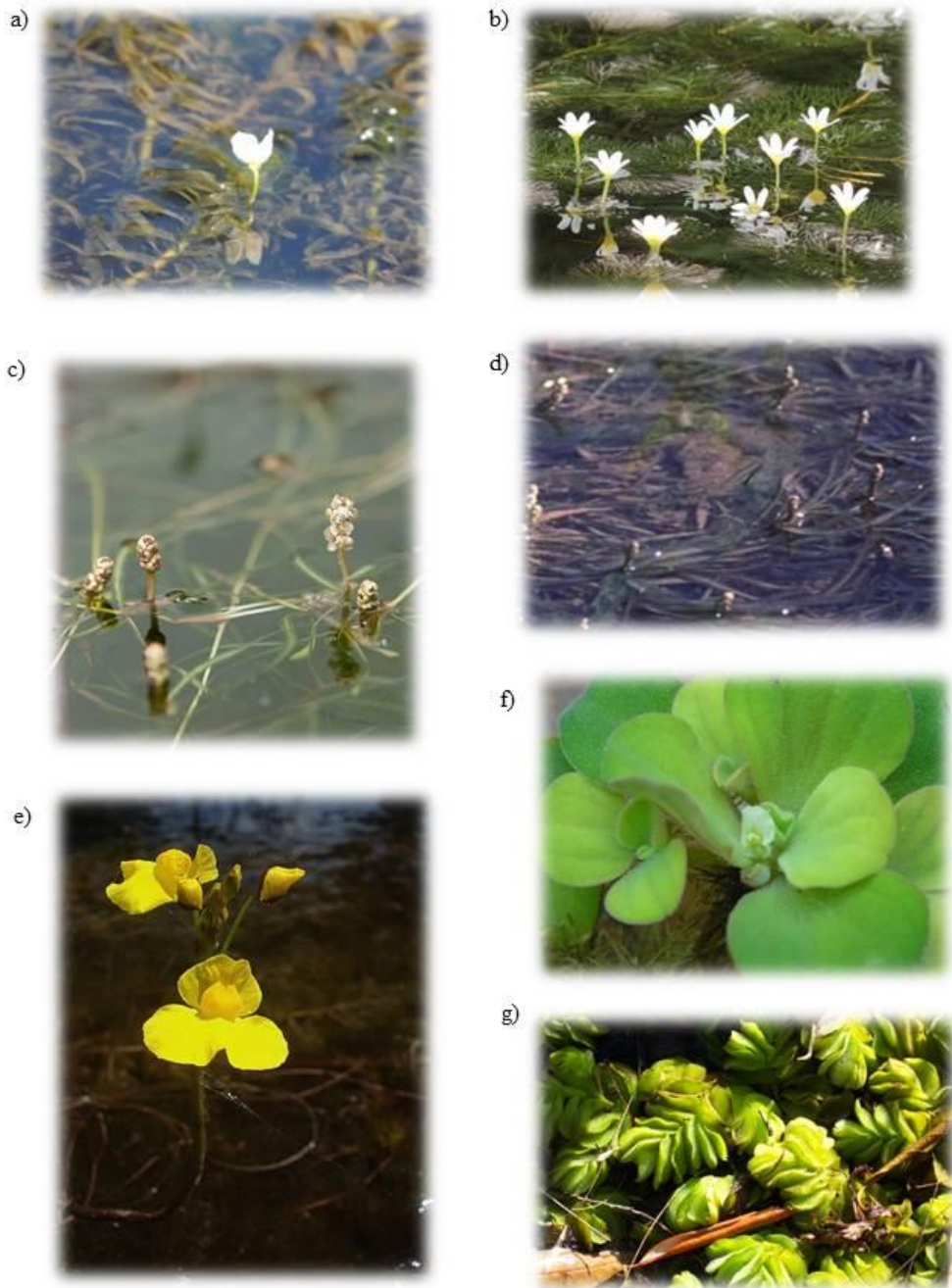
CONCLUSÃO GERAL

Na primeira parte deste trabalho, verificamos que o ambiente estudado apresenta um gradiente ambiental de características abióticas e de distribuição de espécies de macrófitas aquáticas que corrobora com o proposto no Conceito do Contínuo Fluvial.

Na segunda parte do trabalho, encontramos que a ocorrência das macrófitas aquáticas estudadas está relacionada não apenas às características limnológicas, mas também a características da estrutura do canal. Também encontramos que as espécies respondem a características diferentes, sendo semelhantes em alguns pontos entre as mesmas formas de vida.

Com base nestes resultados, concluímos que o gradiente ambiental encontrado foi importante para se compreender a dinâmica deste ecossistema e a distribuição da comunidade de macrófitas aquáticas estudadas. As características do canal apresentaram importância com as espécies, indicando que em ambientes lóticos a inclusão destas características pode ser um aspecto relevante para entender a distribuição destes organismos. As espécies também apresentaram relação com características distintas, o que mostra sua capacidade em colonizar ambientes diferentes e a importância da manutenção dos mesmos. Com esse estudo esperamos fornecer conhecimento para outros estudos ecológicos e para conservação e manejo da região.

APÊNDICE A. Espécies de macrófitas aquáticas. a) *Egeria densa* Planch. (Hydrocharitaceae), b) *Cabomba furcata* Schult & Schult.f (Cabombaceae), c) *Potamogeton pusillus* L. subsp. *pusillus* (Potamogetonaceae), d) *Potamogeton polygonus* Cham. & Schldl. (Potamogetonaceae), e) *Utricularia foliosa* L. (Lentibulariaceae) f) *Pistia stratiotes* L. (Araceae), g) *Salvinia molesta* D.Mitch (Salviniaceae).



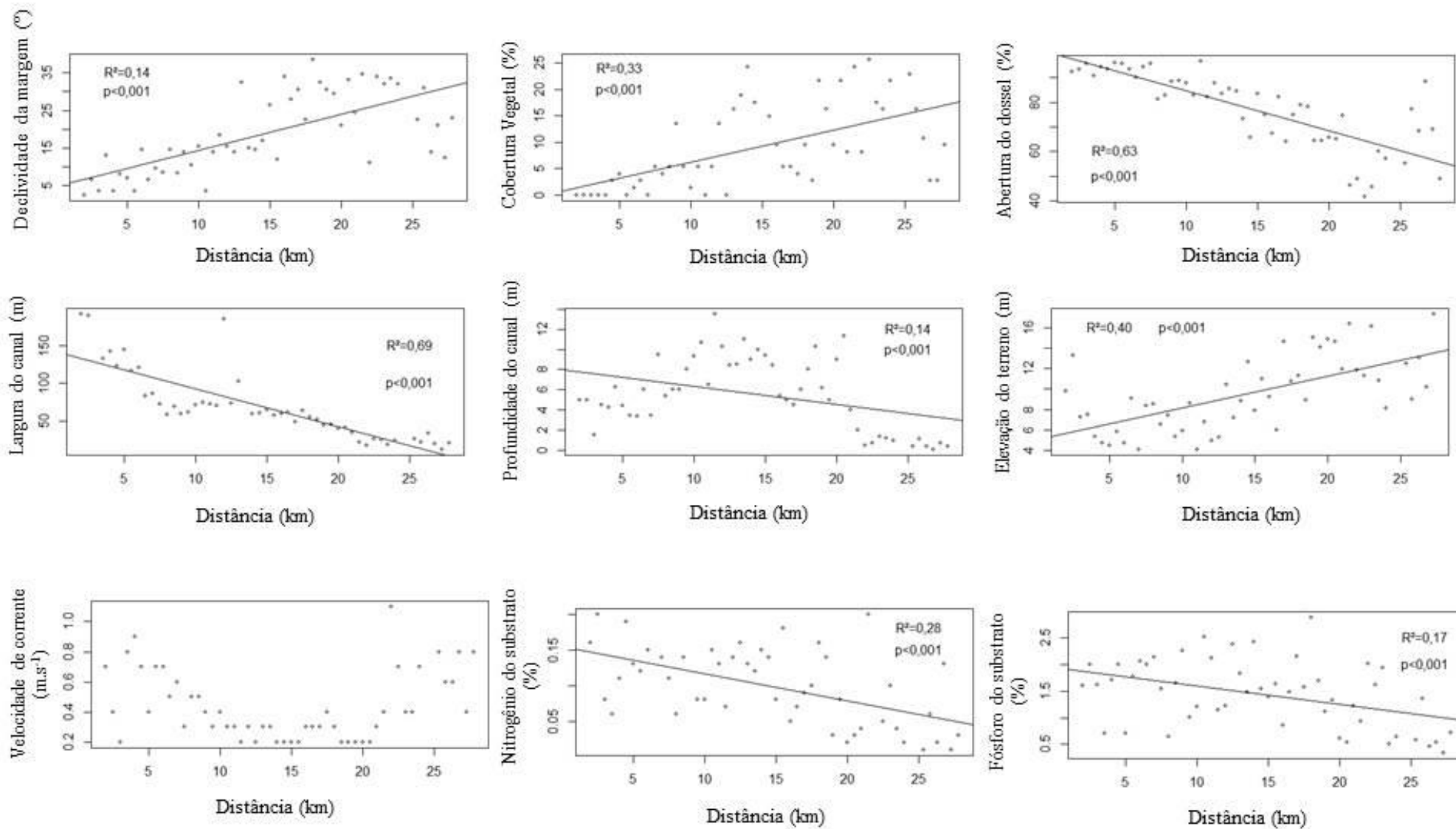
APÊNDICE B. Variáveis do canal. Dist=distância da foz, Elev= elevação do terreno, Larg=largura do canal, Prof= profundidade do canal, Veloc=velocidade de corrente , Decliv= declividade da margem, Cob=cobertura vegetal, Doss=abetura do dossel, NS= nitrogênio do substrato, PS=fósforo do substrato, Substrato=tipo de substrato.

Ponto	Ambiente	Dist (Km)	Elev (m)	Larg (m)	Prof (m)	Veloc (m.s ⁻¹)	Decliv (°)	Cob (%)	Doss (%)	NS (%)	PS (%)	Subst
1	Itanhaém	2,00	9,77	192	5,00	0,68	2,50	0	92	0,16	1,61	silte e argila
2	Itanhaém	2,50	13,31	190	5,00	0,43	6,50	0	93	0,20	2,00	silte e argila
3	Itanhaém	3,00	7,22	332	1,50	0,18	3,50	0	96	0,08	1,62	silte e argila
4	Itanhaém	3,50	7,48	133	4,50	0,75	13,00	0	91	0,06	0,70	silte e argila
5	Itanhaém	4,00	5,35	142	4,30	0,90	3,50	0	94	0,11	1,72	silte e argila
6	Itanhaém	4,50	4,73	123	6,30	0,68	8,00	3	93	0,19	2,00	silte e argila
7	Itanhaém	5,00	4,46	145	4,40	0,38	7,00	4	96	0,13	0,71	silte e argila
8	Itanhaém	5,50	5,78	116	3,50	0,73	3,50	0	96	0,12	1,77	silte e argila
9	Itanhaém	6,00	4,68	121	3,40	0,73	14,50	1	93	0,15	2,06	silte e argila
10	Branco	6,50	9,05	83	6,00	0,45	6,50	3	90	0,70	2,00	silte e argila
11	Branco	7,00	4,07	86	3,50	0,60	9,50	0	94	0,14	2,14	silte, argila, areia
12	Branco	7,50	8,36	72	9,50	0,28	8,50	5	96	0,11	1,55	silte, argila, areia
13	Branco	8,00	8,54	58	5,40	0,48	14,50	4	81	0,06	0,64	silte, argila, areia
14	Branco	8,50	6,51	69	6,00	0,48	8,25	5	83	0,14	1,65	silte e argila
15	Branco	9,00	7,39	59	6,00	0,43	14,00	14	88	0,69	2,26	areia
16	Branco	9,50	5,33	62	8,00	0,30	10,50	5	89	0,08	1,01	areia
17	Branco	10,00	5,92	71	9,30	0,35	15,50	1	88	0,08	1,21	areia
18	Branco	10,50	8,63	74	10,70	0,25	3,50	5	83	0,15	2,52	areia
19	Branco	11,00	4,07	72	6,50	0,33	14,00	0	97	0,13	2,12	areia
20	Branco	11,50	6,73	70	13,45	0,20	18,50	5	82	0,07	1,15	areia
21	Branco	12,00	4,96	185	10,30	0,25	15,50	14	88	0,14	1,22	areia
22	Branco	12,50	5,29	73	8,40	0,15	14,00	0	83	0,16	2,39	areia
23	Branco	13,00	10,46	102	8,50	0,25	32,50	16	86	0,13	1,83	areia
24	Branco	13,50	7,18	324	11,00	0,25	15,00	19	84	0,12	1,49	areia

APÊNDICE B. (continuação).

Ponto	Ambiente	Dist (Km)	Elev (m)	Larg (m)	Prof (m)	Veloc (m.s ⁻¹)	Decliv (°)	Cob (%)	Doss (%)	NS (%)	PS (%)	Subst
25	Branco	14,00	8,82	59	9,00	0,15	14,5	24	73	0,15	2,43	areia
26	Branco	14,50	12,63	60	10,00	0,15	17,00	18	66	0,14	1,55	areia
27	Branco	15,00	7,85	65	9,40	0,23	26,50	39	83	0,08	1,39	areia
28	Branco	15,50	10,97	57	8,40	0,23	12,00	15	75	0,18	1,63	areia
29	Branco	16,00	9,21	59	5,35	0,33	34,00	9	67	0,05	0,86	areia
30	Branco	16,50	5,97	61	5,00	0,30	28,00	5	82	0,07	1,49	areia
31	Branco	17,00	14,62	49	4,50	0,30	30,50	5	64	0,09	2,15	areia
32	Branco	17,50	10,78	64	6,00	0,38	22,50	4	75	0,10	1,57	areia
33	Branco	18,00	11,34	55	8,00	0,28	38,50	9	79	0,16	2,89	areia
34	Branco	18,50	8,90	52	10,30	0,20	32,50	3	78	0,14	1,70	areia
35	Branco	19,00	15,05	44	6,15	0,15	30,50	22	64	0,03	1,12	areia
36	Branco	19,50	14,08	45	5,00	0,15	29,50	16	64	0,08	1,33	areia
37	Branco	20,00	14,90	40	9,00	0,15	21,00	9	66	0,02	0,61	areia
38	Mambú	20,50	14,64	41	11,30	0,15	33,00	22	65	0,03	0,53	areia
39	Mambú	21,00	11,93	35	4,00	0,30	24,50	8	74	0,04	1,23	areia
40	Mambú	21,50	16,41	22	2,00	0,43	34,50	24	46	0,20	0,93	areia
41	Mambú	22,00	11,87	17	0,50	1,08	11,00	8	49	0,43	2,02	areia
42	Mambú	22,50	11,34	26	0,70	0,65	34,00	26	42	0,05	1,62	areia
43	Mambú	23,00	16,17	25	1,40	0,43	32,00	18	46	0,10	1,94	areia, cascalho
44	Mambú	23,50	10,83	18	1,20	0,43	33,50	16	60	0,04	0,50	areia, cascalho
45	Mambú	24,00	8,14	24	1,00	0,65	32,00	22	57	0,02	0,64	areia, cascalho
46	Mambú	25,38	12,49	26	0,40	0,80	22,50	23	55	0,01	0,58	areia, cascalho
47	Mambú	25,80	9,02	22	1,10	0,58	31,00	16	77	0,06	1,36	areia, cascalho
48	Mambú	26,30	13,06	33	0,40	0,58	14,00	11	68	0,02	0,46	areia, cascalho, seixo
49	Mambú	26,80	10,18	19	0,11	0,83	21,00	3	88	0,13	0,535	areia, cascalho, seixo
50	Mambú	27,30	17,36	12	0,71	0,40	12,50	3	69	0,01	0,34	cascalho, seixo, bloco, matacão
51	Mambú	27,80	54,96	21	0,41	0,83	23,00	9	49	0,03	0,715	seixo, bloco, matacão
Méd	-	14,60	10,37	79	5,53	0,42	18,78	10	77	0,13	1,439215686	-
Desv	-	7,58	7,31	68	3,56	0,23	10,50	9	15	0,14	0,631893482	-

APÊNDICE C. Gráficos *scatterplots* das variáveis do canal ao longo do trecho.



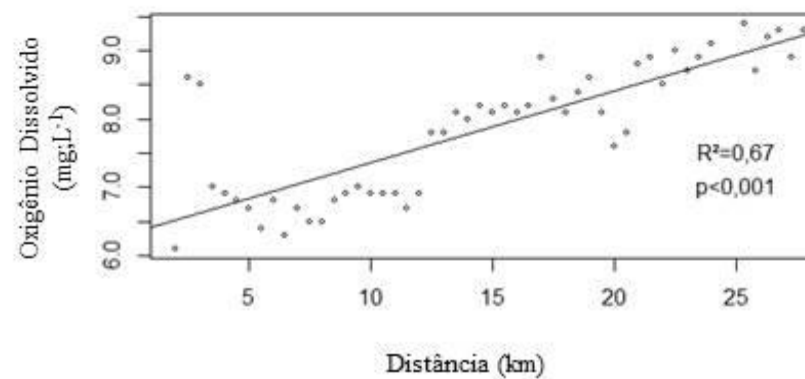
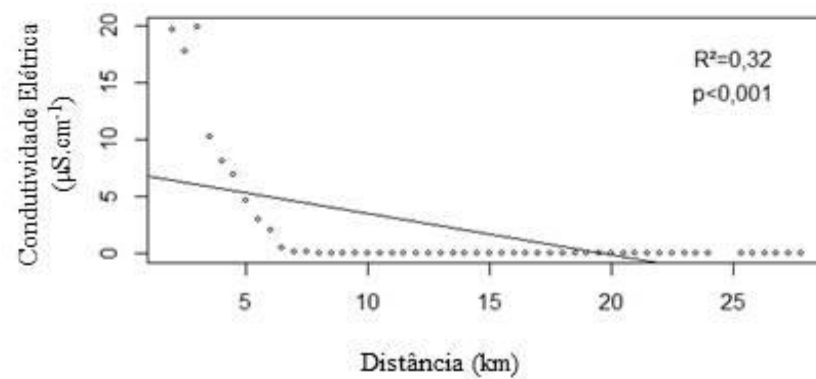
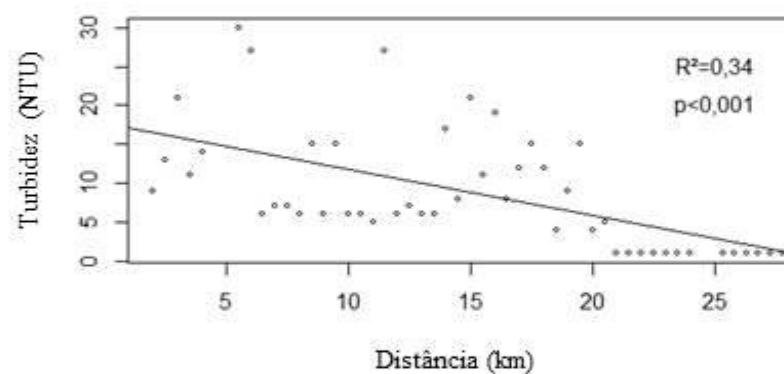
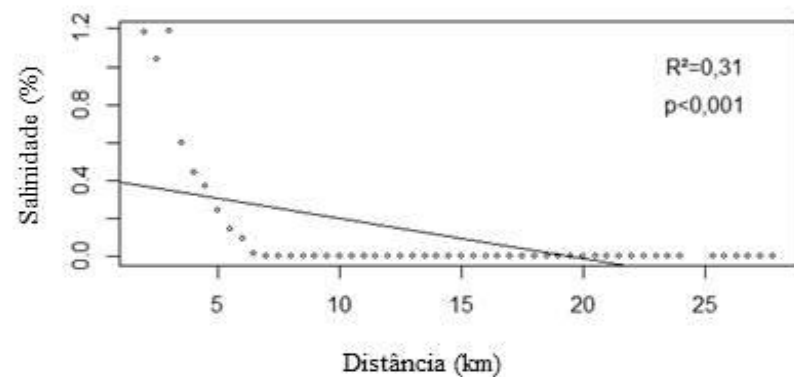
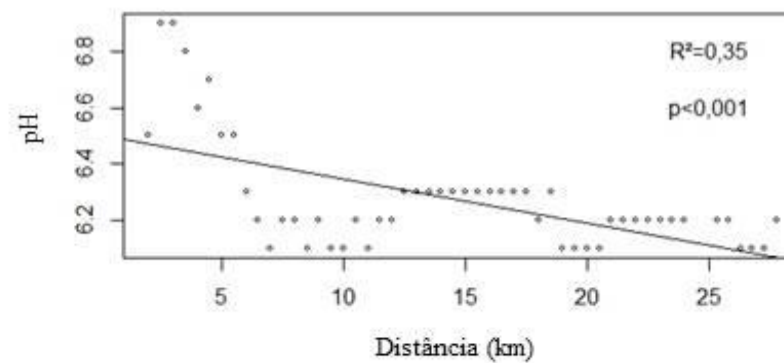
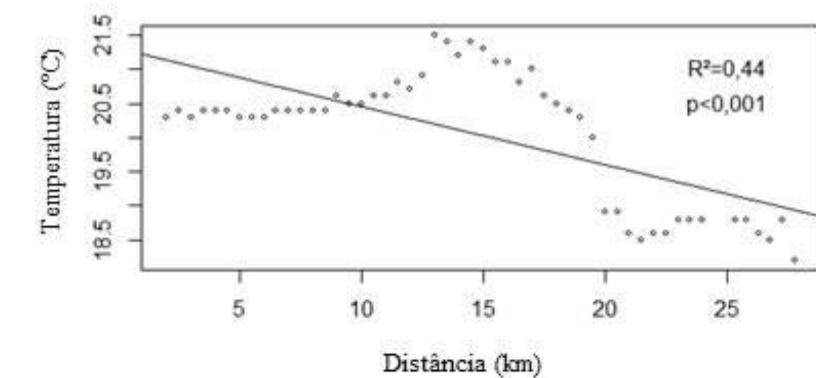
APÊNDICE D. Variáveis limnológicas da água. pH=potencial hidrogeniônico, Cond= condutividade elétrica, TU=turbidez, Temp=temperatura, Sal=salinidade, OD=oxigênio dissolvido, k=coeficiente de atenuação de luz, Alcalin=alcalinidade, Mat.Susp.=material em suspensão, NT=nitrogênio total, N-NO₂⁻= nitrito, N-NO₃⁻=nitrato, PT=fósforo total, P-Diss=fósforo dissolvido, P-PO₄⁻. *limite de detecção do aparelho=5µg.L⁻¹.

Ponto	Ambiente	pH	Cond (mS.cm ⁻¹)	TU (NTU)	Temp (° C)	Sal	OD (mg.L-1)	k	Alcalin (meq.L-1)	Mat. Susp. (mg.L ⁻¹)	NT (mg.L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (µg.L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (µg.L ⁻¹)	PT (µg.L ⁻¹)
1	Itanhaém	6,5	19,600	9	20,3	11,80	6,13	2,27	0,57	20,00	0,31	5,00	5,00	8,39	57,35
2	Itanhaém	6,9	17,700	13	20,4	10,40	8,60	3,88	0,56	21,30	0,31	6,81	5,00	5,64	41,88
3	Itanhaém	6,9	19,900	21	20,3	11,90	8,47	2,35	0,63	20,00	0,31	6,49	5,00	6,56	103,10
4	Itanhaém	6,8	10,200	11	20,4	6,00	7,00	5,74	0,37	11,00	0,10	6,19	5,00	17,16	15,60
5	Itanhaém	6,6	8,150	14	20,4	4,40	6,94	4,03	0,32	11,70	0,14	5,00	5,00	5,00	70,49
6	Itanhaém	6,7	6,970	68	20,4	3,70	6,82	6,05	0,30	22,70	0,21	6,19	5,00	8,61	74,19
7	Itanhaém	6,5	4,650	61	20,3	2,40	6,74	7,20	0,21	14,70	0,20	5,33	5,00	6,34	230,60
8	Itanhaém	6,5	2,970	30	20,3	1,40	6,43	4,93	0,18	6,00	0,20	5,00	5,00	5,00	161,70
9	Itanhaém	6,3	2,080	27	20,3	0,90	6,80	2,58	0,14	4,70	0,21	5,00	5,00	5,00	117,10
10	Branco	6,2	0,445	6	20,4	0,10	6,30	0,32	0,10	2,00	0,15	5,00	5,00	5,00	52,87
11	Branco	6,1	0,160	7	20,4	0,00	6,65	1,50	0,11	2,30	0,20	5,00	5,00	40,81	63,00
12	Branco	6,2	0,066	7	20,4	0,00	6,47	2,15	0,11	0,70	0,32	5,00	5,00	5,00	62,38
13	Branco	6,2	0,056	6	20,4	0,00	6,46	1,71	0,11	1,70	0,17	5,00	5,00	5,00	24,46
14	Branco	6,1	0,047	15	20,4	0,00	6,80	2,37	0,11	0,70	0,11	5,00	5,00	5,00	71,41
15	Branco	6,2	0,041	6	20,6	0,00	6,88	2,39	0,11	0,30	0,18	5,00	5,00	5,00	16,93
16	Branco	6,1	0,040	15	20,5	0,00	6,97	1,96	0,10	2,00	0,15	5,00	5,00	5,00	14,75
17	Branco	6,1	0,040	6	20,5	0,00	6,93	3,48	0,10	1,70	0,31	5,00	5,00	5,00	21,36
18	Branco	6,2	0,039	6	20,6	0,00	6,90	2,32	0,11	1,00	0,29	5,00	6,37	5,00	74,20
19	Branco	6,1	0,038	5	20,6	0,00	6,91	1,96	0,11	1,70	0,00	5,00	5,80	5,00	40,88
20	Branco	6,2	0,038	27	20,8	0,00	6,70	1,67	0,11	2,00	0,57	5,00	6,72	5,00	27,37
21	Branco	6,2	0,035	6	20,7	0,00	6,86	1,84	0,11	1,30	0,56	5,00	5,00	5,00	28,39
22	Branco	6,3	0,029	7	20,9	0,00	7,80	0,50	0,11	1,30	0,38	5,00	6,40	5,00	33,29
23	Branco	6,3	0,028	6	21,5	0,00	7,80	0,59	0,10	2,00	0,34	5,00	10,31	5,00	26,99
24	Branco	6,3	0,027	6	21,4	0,00	8,11	1,31	0,10	1,70	0,18	5,00	7,70	5,00	29,13

APÊNDICE D (continuação)

Ponto	Ambiente	pH	Cond (mS.cm ⁻¹)	TU (NTU)	Temp (° C)	Sal	OD (mg.L ⁻¹)	k	Alcalin (meq.L ⁻¹)	Mat. Susp. (mg.L ⁻¹)	NT (mg.L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (µg.L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (µg.L ⁻¹)	PT (µg.L ⁻¹)
25	Branco	6,30	0,03	17,00	21,20	0,00	7,99	1,08	0,11	1,00	0,24	5,00	10,35	5,00	22,36
26	Branco	6,28	0,03	8,00	21,40	0,00	8,23	1,48	0,10	1,70	0,28	5,00	5,37	5,00	24,35
27	Branco	6,30	0,03	21,00	21,30	0,00	8,13	0,67	0,10	1,30	0,24	5,00	5,00	5,00	9,24
28	Branco	6,28	0,03	11,00	21,10	0,00	8,15	3,32	0,10	2,00	0,22	5,00	8,71	5,00	14,08
29	Branco	6,31	0,03	19,00	21,10	0,00	8,14	1,18	0,10	1,70	0,18	5,00	8,83	5,00	11,43
30	Branco	6,25	0,03	8,00	20,80	0,00	8,20	0,90	0,09	1,00	0,28	5,00	4,92	5,00	11,14
31	Branco	6,33	0,03	12,00	21,00	0,00	8,85	1,12	0,11	1,00	0,20	5,00	9,03	5,00	27,24
32	Branco	6,27	0,03	15,00	20,60	0,00	8,32	0,50	0,10	2,70	0,22	5,00	6,38	5,00	22,67
33	Branco	6,22	0,03	12,00	20,50	0,00	8,10	1,17	0,11	2,70	0,14	5,00	9,99	5,00	48,71
34	Branco	6,28	0,03	4,00	20,40	0,00	8,43	0,97	0,11	1,70	0,18	5,00	5,00	5,00	10,93
35	Branco	6,10	0,03	9,00	20,30	0,00	8,60	0,96	0,10	2,30	0,28	5,00	10,15	5,00	13,49
36	Branco	6,13	0,03	15,00	20,00	0,00	8,13	0,75	0,09	1,00	0,25	5,00	10,97	5,00	16,43
37	Branco	6,10	0,02	4,00	18,90	0,00	7,62	1,00	0,09	1,00	0,17	5,00	10,33	5,00	12,23
38	Mambú	6,11	0,02	5,00	18,90	0,00	7,77	0,75	0,09	0,40	0,22	5,00	5,00	5,00	7,69
39	Mambú	6,19	0,02	1,00	18,60	0,00	8,80	1,00	0,09	0,60	0,24	5,00	5,00	5,00	44,29
40	Mambú	6,15	0,02	1,00	18,50	0,00	8,88	0,45	0,08	0,20	0,08	5,00	14,01	5,00	10,88
41	Mambú	6,17	0,02	1,00	18,60	0,00	8,53	1,14	0,08	0,20	0,21	5,00	5,00	5,00	13,13
42	Mambú	6,22	0,02	1,00	18,60	0,00	9,00	0,46	0,07	0,20	0,14	5,00	5,00	5,00	9,87
43	Mambú	6,18	0,02	1,00	18,80	0,00	8,70	0,39	0,08	1,00	0,13	5,00	9,82	5,00	9,19
44	Mambú	6,22	0,02	1,00	18,80	0,00	8,93	0,23	0,08	0,20	0,13	5,00	8,38	5,00	20,25
45	Mambú	6,20	0,02	1,00	18,80	0,00	9,13	0,25	0,08	0,40	0,15	5,00	5,00	5,00	46,35
46	Mambú	6,15	0,02	1,00	18,80	0,00	9,36	0,38	0,07	0,00	0,08	5,00	5,00	5,00	6,97
47	Mambú	6,18	0,02	1,00	18,80	0,00	8,70	0,22	0,07	0,40	0,17	5,00	9,61	5,00	7,79
48	Mambú	6,05	0,02	1,00	18,60	0,00	9,16	1,41	0,06	0,60	0,21	5,00	10,43	5,00	14,34
49	Mambú	6,10	0,02	1,00	18,50	0,00	9,25	0,99	0,06	0,00	0,14	5,00	5,00	5,00	44,95
50	Mambú	6,08	0,02	1,00	18,80	0,00	8,85	0,82	0,07	0,20	0,11	5,00	5,00	5,00	41,07
51	Mambú	6,18	0,02	1,00	18,20	0,00	9,25	0,00	0,06	0,00	0,11	5,00	5,00	5,00	26,31
Méd	-	6,27	1,84	10,94	20,06	1,04	7,84	1,74	0,14	3,53	0,21	5,12	6,58	6,15	39,35
Desv		0,20	4,85	13,22	0,96	2,87	0,96	1,59	0,13	5,91	0,10	0,39	2,34	5,28	41,22

APÊNDICE E. Gráficos *scatterplots* das variáveis limnológicas ao longo do trecho.



APÊNDICE E (continuação)

