

# **MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA POTENCIAL DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

**LEONARDO FARAGE CANCIAN**

Tese apresentada ao Instituto de  
Biotecnologia do Campus de Rio  
Claro, Universidade Estadual  
Paulista, como parte dos requisitos  
para obtenção do título de Doutor  
em Ciências Biológicas (Área de  
Concentração: Biologia Vegetal)

**FEVEREIRO – 2012**

**LEONARDO FARAGE CANCIAN**

**MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA POTENCIAL  
DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

Orientador: Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo (Depto. Ecologia,  
UNESP, Rio Claro)

Co-orientador: Prof. Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz (Depto. Ciências  
Florestais, ESALQ, Piracicaba)

Tese apresentada ao Instituto de  
Biotecnologia do Campus de Rio  
Claro, Universidade Estadual  
Paulista, como parte dos requisitos  
para obtenção do título de Doutor  
em Ciências Biológicas (Área de  
Concentração: Biologia Vegetal)

Rio Claro

2012

574.5 Cancian, Leonardo Farage  
C215m Modelagem de distribuição geográfica potencial de  
macrófitas aquáticas em bacias hidrográficas / Leonardo  
Farage Cancian. - Rio Claro : [s.n.], 2012  
86 f. : il., figs., gráfs., tabs., mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista,  
Instituto de Biociências de Rio Claro  
Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo  
Co-Orientador: Silvio Frosini de Barros Ferraz

1. Ecologia. 2. Ecologia de paisagem. 3. Sistemas de  
Informação Geográfica. 4. Ecossistemas aquáticos. 5. Maxent.  
6. GLM. I. Título.

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

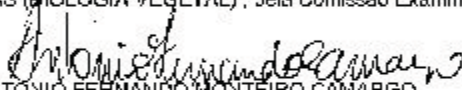
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

**TÍTULO:** Modelagem de distribuição geográfica potencial de macrofitas aquáticas em bacias hidrográficas

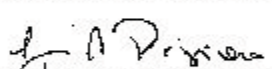
**AUTOR:** LEONARDO FARAGE CANSIAN

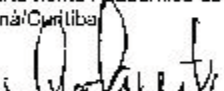
**ORIENTADOR:** Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO


Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de DOUTOR EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGIA VEGETAL), pela Comissão Examinadora:

  
Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO  
Departamento de Ecologia / Instituto de Biociências de Rio Claro-UNESP

  
Prof. Dr. GUSTAVO HENRIQUE GONZAGA DA SILVA  
Centro de Ciências Animais-Universidade Federal Rural do Rio Grande/RN

  
Prof. Dr. THOMAZ AURÉLIO PAGIORO  
Departamento Acadêmico de Química e Biologia - Universidade Tecnológica Federal do Paraná/Curitiba

  
Prof. Dr. CIRO CESAR ZANINI BRANCO  
Departamento de Ciências Biológicas / Faculdade de Ciências e Letras de Assis-UNESP

  
Prof. Dr. MILTON CEZAR RIBEIRO  
Departamento de Ecologia / Instituto de Biociências de Rio Claro-UNESP

Data da realização: 27 de fevereiro de 2012.

*“A cabeça é redonda, para que o pensamento possa mudar de direção.”*

*- Francis Picabia*

*Dedico esse trabalho ao meu pai Antonio, minha mãe Regina, meu irmão Giuliano e à minha avó Alexandrina (†). Essa tese é tão minha quanto de vocês.*

## **Agradecimentos**

Muitas pessoas participaram direta ou indiretamente dessa jornada toda. Por isso gostaria de deixar aqui um agradecimento especial:

Acima de tudo aos meus pais, Antonio e Regina e ao meu irmão Giuliano. Pelo exemplo e apoio incondicional em todos esses anos. Por acreditarem sempre e por estarem sempre presentes, em todas as horas.

Ao meu orientador Prof. Dr. Antonio F. M. Camargo pela oportunidade, pela amizade e boa convivência ao longo de todos esses anos e pela confiança depositada desde o início da minha formação.

Ao meu co-orientador Prof. Dr. Silvio F. B. Ferraz pela ajuda desde o início no desenvolvimento desse trabalho, e pelas correções e valiosas sugestões.

A Profa. Dra. Marinez Ferreira de Siqueira pela imensa ajuda na etapa de modelagem desse trabalho. Pelas inúmeras dicas e sugestões e pela atenção em todos os contatos.

Ao Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro pela grande ajuda nas etapas finais desse trabalho. Pela enorme ajuda com as análises no R, pelas dicas e sugestões tanto na parte de modelagem quanto na parte estatística e pela amizade e divertida convivência no departamento de Ecologia.

Ao Prof. Dr. Tadeu Siqueira e ao Dr. Fabio Cop Ferreira (vulgo Morcego) pelas conversas e dicas sobre protocolos e análises estatísticas.

A todos os membros, novos e antigos, do Laboratório de Ecologia Aquática da UNESP especialmente ao Carlinhos, Amarilis, Bruna, Laís, Gisele, Sara, Tainá, Alexandre e João pelos bons momentos na faculdade e no campo e pela ajuda em vários momentos desse trabalho.

Um agradecimento especial ao técnico de laboratório Carlos Fernando Sanches pela fundamental participação neste e em todos os trabalhos. Pela grande amizade, pelo bom humor e por tornar todas as atividades dentro e fora da universidade muito mais divertidas.

A Cris Malta, pela grande ajuda no trabalho de campo piloto e pela amizade que surgiu em muito boa hora.

A todos os alunos, docentes, funcionários e ex-funcionários do departamento de Ecologia da UNESP pela amizade e ótima convivência em

todos esses anos desde a graduação, em especial à Sueli, À Marilene, à Cris, ao Sean e ao Sérgio.

A galera do Laboratório de Fenologia e do LABIC pela amizade em todos esses anos e pelas incontáveis conversas, festinhas, cafés e aventuras no RU.

A todos os novos colegas da Pós da Zoologia e da Biologia Vegetal que surgiram nesses últimos quatro anos.

Um agradecimento muito especial à Amarilis Brandão de Paiva, pela imensa ajuda nas etapas de trabalho de campo. Pela enorme amizade e companheirismo, pelos milhões de litros de café e por tudo que fizemos e passamos juntos nesses últimos anos.

Aos meus comparsas Leonardo Trevelin e Rodrigo Begotti pela grande amizade e convivência dentro e fora da universidade, e pelas inúmeras conversas, idéias e eventos nesse tempo todo.

A Jheyne, amigona de todas as horas, pelos vários cafés e por toda a amizade e convivência desde sempre.

Um agradecimento à Gabi, à Natalinha (Natalia Costa) e à Nathaliona (Nathalia Miranda), minhas companheiras de casa. Pela grande amizade, por toda a convivência diária. Por todos os perrengues e coisas boas que temos passado juntos e por tornarem o dia a dia muito mais divertido e agradável.

Um agradecimento muito especial à Gabi, a minha companheira de casa eterna. Já são onze anos de convivência e boa parte desse tempo morando juntos. Pela enorme amizade, por toda a convivência, por toda a cumplicidade e por tudo que temos passado juntos nesses anos todos.

Aos novos amigos de Rio Claro que surgiram nesses quatro anos, em especial à Carla, Tia Lúcia, Léo e Dri.

Infelizmente seria impossível incluir em somente algumas páginas o nome de todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para a realização desse trabalho e de mais essa etapa da minha vida, mas podem ter certeza de que não me esqueço de vocês e sei o quanto foram e são importantes para mim.

Muito obrigado!



## SUMÁRIO

Resumo geral.....	01
INTRODUÇÃO GERAL.....	02
CAPÍTULO 1. Utilização de Sistemas de Informações Geográficas <i>softwares</i> e algoritmos de modelagem para a geração de modelos de distribuição geográfica potencial de espécies de macrófitas aquáticas em bacias hidrográficas.....	04
Referências bibliográficas.....	10
CAPÍTULO 2. Proposta de protocolo para elaboração de banco de dados para rios e bacias hidrográficas utilizando Sistemas de Informação Geográfica.....	13
Resumo.....	13
Introdução.....	13
Elaboração do banco de dados.....	15
1. Paisagem.....	16
1.1. Base cartográfica.....	16
1.2. Relevo.....	17
1.3. Geologia.....	18
1.4. Uso do solo.....	18
1.5. NDVI.....	18
2. Caracterização de rios.....	19
2.1. Coleta de dados nos transectos.....	21
3. Ambiente ripário.....	21
3.1. Declividade da margem.....	21
3.2. Cobertura vegetal na margem.....	22
3.3. Abertura do dossel no canal.....	23
3.4. Altura da margem.....	24
4. Canal.....	24
4.1. Coeficiente de atenuação de luz.....	24
4.2. Profundidade.....	25
4.3. Presença de macrófitas aquáticas.....	25
4.4. Velocidade de corrente.....	25
4.5. Temperatura da água, turbidez, pH e condutividade elétrica.....	26
4.6. Oxigênio dissolvido.....	26
4.7. Nutrientes (N e P).....	26
Espacialização das variáveis.....	26
Outras informações relevantes.....	27
Considerações finais.....	28
Referências bibliográficas.....	29
CAPÍTULO 3. Modelagem de distribuição geográfica potencial de macrófitas aquáticas em rios.....	31
Resumo.....	31
1. Introdução.....	31
2. Metodologia.....	33
2.1. Área de estudo.....	33
2.2. Espécies estudadas.....	35
2.3. Coleta de dados.....	35
2.4. Dados de presença.....	36

2.5. Camadas ambientais.....	36
2.6. Algoritmo de modelagem.....	38
2.7. Limite de corte.....	38
2.8. Avaliação e validação dos modelos.....	38
3. Resultados.....	40
3.1. Modelos.....	40
3.2. Validação dos modelos.....	44
4. Discussão.....	45
5. Conclusão.....	47
6. Referências bibliográficas.....	48
CAPÍTULO 4. Influência das variáveis ambientais na distribuição espacial de comunidades de macrófitas aquáticas em bacias costeiras.....	54
Resumo.....	54
1. Introdução.....	54
2. Metodologia.....	56
2.1. Área de estudo.....	56
2.2. Espécies estudadas.....	58
2.3. Coleta de dados.....	59
2.4. Análise dos dados.....	61
3. Resultados.....	61
3.1. Ocorrência das espécies.....	61
3.2. Variáveis.....	62
3.3. Regressão GLM.....	62
4. Discussão.....	65
5. Conclusão.....	70
6. Referências bibliográficas.....	71
CONCLUSÃO GERAL.....	74
ANEXOS.....	76

## Resumo geral

Compreender a distribuição espacial dos organismos e as variáveis que influenciam essa distribuição é de grande importância para se compreender a ecologia das espécies assim como para elaboração de estratégias de conservação de biodiversidade e gestão ambiental. Dessa forma esse estudo teve como objetivo modelar a distribuição geográfica potencial de macrófitas aquáticas em uma bacia hidrográfica. Esse estudo foi conduzido na bacia hidrográfica do rio Itanhaém, litoral sul do estado de São Paulo. Essa bacia tem sido estudada pelo Laboratório de Ecologia Aquática (LEA) da UNESP há mais de 20 anos. Nesse sentido esse local é bastante adequado para se testar modelos e hipóteses, uma vez que existe um grande volume de informações a respeito das características dos rios da bacia e da comunidade de macrófitas aquáticas da região. As espécies estudadas foram *Spartina alterniflora*, *Crinum procerum*, *Scirpus californicus* e *Eichhornia azurea*. Os objetivos específicos desse estudo foram separados em quatro capítulos. O objetivo do capítulo 1 foi informar ao leitor de maneira geral os temas centrais abordados por essa tese. O capítulo trata de maneira geral da questão dos estudos de comunidades de macrófitas aquáticas, utilização dos Sistemas de Informação Geográfica e dos algoritmos de modelagem de distribuição de espécies. Para o capítulo 2, o objetivo foi elaborar uma proposta de protocolo para caracterizar rios e bacias hidrográficas utilizando os Sistemas de Informação Geográfica. Como resultado obteve-se um protocolo em que todas as etapas para a geração de um banco de dados foram contempladas, desde a determinação de pontos de coleta de dados em campo, variáveis a serem coletadas, até a espacialização e obtenção de dados a partir de técnicas de SIG. No capítulo 3 o objetivo foi modelar a distribuição geográfica potencial de quatro espécies de macrófitas aquáticas utilizando o algoritmo MAXENT, avaliar a qualidade dos modelos gerados e identificar as variáveis preditoras da distribuição espacial dessas espécies. A acurácia dos modelos de distribuição foi de 98% para *S. alterniflora*, 86% para *C. procerum*, 87% para *S. californicus* e 97% para *E. azurea*. As variáveis que mais influenciaram a distribuição das espécies foram declividade da margem (46,3%) e salinidade (26,3) para *S. alterniflora*, pH (47,4%) e declividade da margem para *C. procerum*, declividade da margem (27,3%), elevação (19,2%), temperatura (16,9%) e fósforo total (11,4%) para *S. californicus* e elevação (24,3%) e turbidez (20,4%) para *E. azurea*. Verificou-se que o algoritmo MAXENT é capaz de gerar modelos com grande precisão e qualidade para comunidade de macrófitas aquáticas. O objetivo do capítulo 4 foi investigar a hipótese de que além das variáveis limnológicas, as variáveis da paisagem e do ambiente ripário também estão relacionadas com a distribuição da comunidade de macrófitas aquáticas nos ambientes lóticos e verificar como as variáveis ambientais influenciam a presença dessa comunidade na bacia hidrográfica. Verificou-se que na porção inferior da bacia, mais perto do costa, a distribuição das espécies é fortemente limitada pela salinidade da água. Na medida em que se afasta da costa a distribuição das macrófitas aquáticas passa a ser limitada por outros fatores como as características do canal e da paisagem. Para cada espécie de macrófita em particular, um conjunto de atributos das margens assim como determinadas características limnológicas influenciam a ocorrência dessas comunidades vegetais ao longo da bacia. Verificou-se, portanto além da influência das variáveis limnológicas, a importância das variáveis da paisagem como preditoras da ocorrência da comunidade de macrófitas nos ambientes aquáticos e a necessidade de se abordar a questão da distribuição espacial de organismos aquáticos em diferentes escalas espaciais e não somente em relação ao ambiente aquático.

Palavras-chave: Distribuição geográfica potencial; SIG; máxima entropia; bacia hidrográfica

## INTRODUÇÃO GERAL

O presente trabalho pretende contribuir com os estudos de modelagem de distribuição de espécies de ambientes aquáticos tendo como objetivo principal desenvolver modelos de distribuição potencial para a comunidade de vegetais aquáticos através da utilização de algoritmos de modelagem e dos Sistemas de Informação Geográfica. Como objetivo complementar pretende-se verificar a eficiência do algoritmo em modelar organismos aquáticos e a qualidade dos modelos gerados. Pretende-se também difundir a utilização dos Sistemas de Informação Geográfica na caracterização de bacias hidrográficas e na implementação de bancos de dados para ambientes aquáticos. Dessa maneira espera-se que esse trabalho atue como meio de divulgação das possibilidades de utilização das técnicas e ferramentas mencionadas nos estudos limnológicos, área em que tais ferramentas ainda são subutilizadas.

Os temas abordados nessa tese são apresentados na forma de quatro artigos científicos:

Capítulo 1. **Utilização de Sistemas de Informações Geográficas, softwares e algoritmos de modelagem para geração de modelos de distribuição geográfica potencial de espécies de macrófitas aquáticas em bacias hidrográficas.** De autoria de Leonardo F. Cancian e Antonio F. M. Camargo publicado no boletim da Associação Brasileira de Limnologia. Esse artigo apresenta as informações gerais abordadas nesta tese. *Boletim ABLimno* 39(1). Disponível online em: <http://www.ablimno.org.br>

Capítulo 2. **Proposta de protocolo para elaboração de banco de dados para rios e bacias hidrográficas utilizando Sistemas de Informação Geográfica.** De autoria de Leonardo F. Cancian, Antonio F. M. Camargo e Silvio F. B. Ferraz. No prelo. Capítulo de livro intitulado *Agua, Suelo y Vegetación* da Sociedade Ibero americana de Física e Química Ambiental (SiFyQa). O segundo capítulo contempla a etapa inicial desse trabalho e trata da elaboração de um protocolo para caracterização de rios e bacias hidrográficas utilizando Sistemas de Informação Geográfica.

Capítulo 3. **Modelagem de distribuição geográfica potencial de macrófitas aquáticas em rios.** O terceiro capítulo trata-se do tema central dessa tese e encontra-se em fase de preparação para submissão a um periódico especializado. Esse artigo trata da modelagem de distribuição potencial de

macrófitas aquáticas em bacias hidrográficas utilizando um algoritmo de modelagem baseado na máxima entropia. Tal abordagem para comunidades de vegetais aquáticos é extremamente rara, sendo que até o momento existe somente um estudo publicado em periódico especializado no mundo.

Capítulo 4. **Influência de variáveis ambientais na distribuição espacial de comunidades de macrófitas aquáticas em bacias costeiras.** O terceiro capítulo encontra-se em fase de preparação para submissão a um periódico especializado. Esse artigo investigou através da utilização de Modelos Lineares Generalizados a influência das variáveis ambientais na distribuição espacial de macrófitas aquáticas em bacias hidrográficas e investigou a hipótese de que além das variáveis limnológicas, a distribuição desses vegetais também está muito relacionada à variáveis da paisagem.

# 1

## **UTILIZAÇÃO DE SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS, SOFTWARES E ALGORITMOS DE MODELAGEM PARA GERAÇÃO DE MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA POTENCIAL DE ESPÉCIES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

As macrófitas aquáticas são vegetais amplamente distribuídos em diversos ecossistemas aquáticos do planeta. Nos ambientes em que ocorrem apresentam muitas vezes grande importância para o ecossistema, exercendo um papel fundamental na ciclagem de nutrientes e apresentando elevada produtividade primária (Bianchini Jr. *et al.*, 2002; Thomaz & Cunha, 2010). Também contribuem para uma maior diversidade de espécies animais e grande quantidade de nichos ecológicos uma vez que podem servir tanto de abrigo quanto fonte de alimentação para grande variedade de organismos.

As macrófitas aquáticas têm a capacidade de colonizar ambientes com características muito diferentes como rios, lagos, reservatórios, ambientes marinhos, etc. Essa capacidade de colonização se deve às estratégias adaptativas desenvolvidas ao longo do tempo, que permitiram o desenvolvimento desses vegetais nesses ambientes (Thomaz & Cunha, 2010). Em vista disso, a realização de estudos que possam fornecer informações a respeito da distribuição destes vegetais nos ambientes aquáticos torna-se muito importante para o estudo da ecologia destes ecossistemas, visto que o conhecimento dos fatores que atuam na distribuição espacial das macrófitas aquáticas pode contribuir para um melhor entendimento da ecologia destas espécies. Além disso, compreender os mecanismos que atuam nesta distribuição espacial pode servir como ferramenta em ações de monitoramento e controle da comunidade de macrófitas aquáticas. Em determinadas condições pode ocorrer uma proliferação indesejada destes vegetais, o que pode acarretar em prejuízo ao homem afetando, por exemplo, atividades de recreação, a navegação e geração de energia elétrica (Mitchell *et al.*, 1980).

A modelagem de distribuição geográfica potencial de espécies é uma técnica relativamente recente e que tem se tornado uma ferramenta amplamente utilizada em estudos ecológicos e programas de conservação de espécies (Peterson *et al.*, 2007). Muitas vezes os protocolos de modelagem envolvem a utilização de ferramentas de Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) e softwares e algoritmos de modelagem.

SIGs são softwares que possuem diversas ferramentas e técnicas computacionais que permitem além do armazenamento, o processamento e gerenciamento de dados espacializados e de processos e fenômenos que ocorrem no espaço. Tais dados e processos podem ser utilizados de diversas maneiras como através de consultas, visualização e análises, gerando produtos como tabelas e gráficos, assim como mapas e outros produtos digitais (Becker, 2002) O SIG oferece ao usuário um grande número de recursos possibilitando a criação de bancos de dados digitais, que é composto basicamente por funções de gerenciamento, tratamento de imagens digitais, análises estatísticas além de possuir compatibilidade ou ferramentas de sensoriamento remoto e de sistema de posicionamento global (GPS). Nos bancos de dados é possível armazenar uma grande quantidade de informações a respeito de determinada área geográfica, de uma determinada espécie ou processo de interesse (Remillard & Welch, 1992). Além disso, possibilita a criação de modelos de distribuição potencial de espécies quando utilizado em conjunto com algoritmos e softwares de modelagem.

Dentre os modelos ecológicos, os modelos preditivos têm sido frequentemente utilizados em trabalhos que avaliam a distribuição de espécies. Esses modelos apresentam diferenças em relação aos modelos matemáticos pelo fato de não se basearem apenas em cálculos. Os modelos preditivos também diferem dos modelos explanatórios que visam o reconhecimento de padrões, pelo fato de oferecerem ao operador relações estatísticas entre as variáveis preditoras e resposta. Sendo assim, tais modelos são uma ferramenta importante uma vez que através dessa modelagem é possível verificar através de predições quais variáveis estão relacionadas à distribuição e abundância de espécies além de ser possível fazer predições em relação à alteração das variáveis ambientais dos ambientes estudados (Ferraz, 2004).

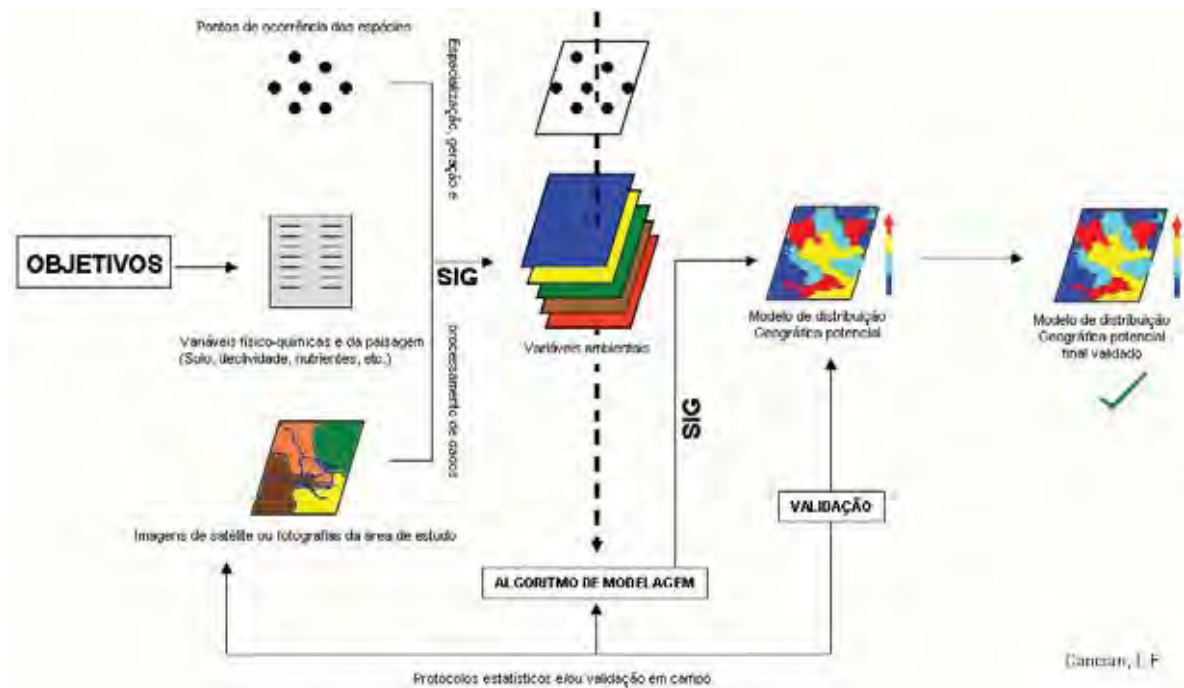
Para a elaboração de modelos preditivos podem ser utilizados diferentes algoritmos, sendo os mais comuns a regressão logística (LM), os modelos aditivos generalizados (GAM) (Lehmann, 1998), modelos lineares generalizados (GLM) (Sánchez-Flores, 2007), as redes neurais artificiais e os algoritmos genéticos (GA) sendo os dois últimos, métodos alternativos em relação aos modelos tradicionais (Ferraz, 2004).

A regressão logística é um método matemático que pode ser utilizado para descrever a relação entre diversas variáveis independentes e uma variável dependente dicotômica (Kleinbaum, 1994). O modelo de regressão logística é um método muito popular em estudos onde probabilidades precisam ser estimadas.

Além dos métodos descritos acima, softwares específicos para modelagem de distribuição potencial de espécies têm sido amplamente utilizados, principalmente para espécies animais. Dentre esses softwares, podemos citar, por exemplo, o MAXENT, *software* de modelagem que opera com o algoritmo de mesmo nome, e o *software* OpenModeller que opera com diversos algoritmos de modelagem como Bioclim, Suported Vector Machines (SVM), e o Algoritmo Genético para Regras de Predição (GARP).

MAXENT é um algoritmo de modelagem baseado na máxima entropia, ou seja, que busca encontrar a distribuição mais próxima da distribuição uniforme baseado nas restrições que as variáveis disponíveis relacionadas à observação de uma espécie e as condições ambientais de determinada área geográfica oferecem ao modelo. Como resultado da modelagem o MAXENT atribui um valor de adequabilidade ambiental para a espécie. O algoritmo MAXENT tem sido amplamente utilizado em modelagem de distribuição de espécies por apresentar resultados extremamente robustos quando comparado a outros algoritmos de modelagem, mesmo quando utilizado com um número reduzido de dados de ocorrência da(s) espécie(s) estudada(s).





**Figura 2.** Esquema resumido das etapas de modelagem de distribuição potencial de espécies.

Devido à complexidade do habitat das espécies, entender como os organismos atuam na paisagem exige a abordagem em escalas e níveis hierárquicos diferentes. Thomaz & Cunha (2010) demonstraram que a adoção de diferentes escalas hierárquicas devem ser utilizadas de acordo com o objetivo do estudo a ser realizado.

Nas últimas décadas têm sido desenvolvidos estudos que avaliaram a relação entre a distribuição espacial das espécies de macrófitas aquáticas e determinadas variáveis ambientais ou associação de variáveis que influenciam esta distribuição (Barendregt & Bio, 2003; Heegaard *et al.*, 2001). Verificou-se que uma série de variáveis como, por exemplo, características hidrológicas, tipo de sedimento e a concentração de nutrientes apresentam uma forte relação com a distribuição espacial desses vegetais.

As variáveis ambientais são, portanto classificadas em diferentes escalas na paisagem (Figura 2). As três principais escalas utilizadas em estudos de distribuição espacial de macrófitas são: escala regional, a escala

local, e as condições pontuais onde ocorrem os bancos de macrófitas aquáticas (Barendregt & Bio, 2003).



**Figura 1.** Exemplo de escala regional, local e pontual e algumas de suas respectivas variáveis.

A escala regional reflete características do ecossistema, como o tipo de solo, a geologia, hidrologia, a morfologia dos rios e determinadas características químicas da água de uma determinada área geográfica.

A escala local é caracterizada por diversas variáveis como a quantidade de nutrientes nos rios, turbidez e alcalinidade da água e características locais dos rios como a morfologia do canal e velocidade de corrente. Além disso, na escala local podem ser incluídas as alterações antrópicas como a descarga de esgotos nos corpos d'água que acarretam em uma maior concentração de nutrientes na água.

As condições pontuais retratam as características físicas e químicas do banco de macrófitas que afetam seu crescimento e distribuição. Nesta escala inclui-se, por exemplo, a concentração de nutrientes, concentração de oxigênio

dissolvido, intensidade luminosa e o valor de pH da água no banco de macrófitas aquáticas. Barendregt & Bio (2003) ressaltam que nas condições pontuais também podem ser levados em consideração, dados de crescimento algal, de competição entre espécies e referentes à presença de fauna predadora de macrófitas aquáticas, uma vez que a presença desses fatores pode influenciar na dinâmica do banco desses vegetais.

Estudos de distribuição de macrófitas aquáticas utilizando o sistema de informação geográfica (SIG) são relativamente recentes. O uso desta tecnologia em estudos de monitoramento de macrófitas aquáticas e de distribuição desses vegetais surgiu na literatura com mais intensidade a partir do final da década de 70 (Remillard & Welch, 1993). Ao longo do tempo os SIGs têm se tornado uma ferramenta de grande importância no monitoramento da distribuição de macrófitas aquáticas e no manejo das comunidades desses vegetais em grandes áreas geográficas (Becker, 2002; Jensen *et al.*, 1992; Welch *et al.*, 1991), e têm sido utilizados em alguns estudos referentes às comunidades de macrófitas nos ambientes aquáticos (Baart *et al.*, 2010; Davranche *et al.*, 2010; Jensen *et al.*, 1992; Bogucki *et al.*, 1980; Brown, 1978).

É importante ressaltar que grande parte desses estudos foi conduzida em ambientes lênticos (Vis *et al.*, 2003; Remillard & Welch, 1993; Remillard & Welch, 1992). Nesses ambientes as variáveis que influenciam a distribuição espacial da comunidade de macrófitas estão mais relacionadas às características físico-químicas da água, profundidade e concentração de nutrientes. Para ambientes lóticos a distribuição espacial da comunidade de macrófitas depende também de variáveis externas ao ambiente aquático. De fato os ambientes lóticos têm maior dependência do ambiente terrestre adjacente do que os ambientes lênticos. Assim, para se entender como se dá a distribuição de macrófitas aquáticas em ambientes de água corrente é importante analisar também as variáveis da paisagem do entorno. Além disso, apesar da grande quantidade de recursos oferecidos pelo SIG e da sua aplicabilidade na área ambiental, utilização de SIGs e técnicas de modelagem em estudos de distribuição geográfica potencial de espécies de macrófitas aquáticas ainda é muito escassa, principalmente quando se trata de rios em ecossistemas tropicais devido, em parte, à falta de um banco de dados

consolidado referente às espécies de macrófitas aquáticas, além de outras comunidades bióticas encontradas nos ecossistemas aquáticos tropicais.

Vale ressaltar, portanto, que técnicas de SIG e de modelagem de distribuição de espécies são de fundamental importância para o entendimento do funcionamento desses ecossistemas e seus componentes, proporcionando informações e ferramentas de grande importância para programas de conservação de biodiversidade nos ambientes aquáticos e ações de desenvolvimento sustentável.

### **Referências Bibliográficas**

- BAART, IAB., Gschöpf, CC., Blaschke, APC., Preiner, SAB., Thomas Hein, TAB. 2010. Prediction of potential macrophyte development in response to restoration measures in an urban riverine wetland. *Aquatic Botany*, vol. 93, p.153–162.
- BARENDREGT, A. and BIO, AMF. 2003. Relevant variables to predict macrophytes communities in running waters. *Ecological Modelling*, vol. 160, p. 205 – 217.
- BECKER, FG. 2002. Aplicações de Sistemas de Informação Geográfica em Ecologia e Manejo de Bacias Hidrográficas. In: SCHIAVETTI, A. and CAMARGO, AFM. *Conceitos de Bacias Hidrográficas*. Editus. Ilhéus – BA. 293 p.: II
- BOGUCKI, DJ., GRUENDLING, GK. and MADDEN, M. 1980. Remote sensing to monitor water chestnut growth in Lake Champlain. *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 35, n. 2, p. 79-81.
- BROWN, WW. 1978. Wetland mapping in New Jersey and New York. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol. 44, n.3, p. 303-314.
- DAVRANCHE, AA., LEFEBVRE GB. and POULIN, B. 2010. Wetland monitoring using classification trees and SPOT-5 seasonal time series. *Remote Sensing of Environment*, v. 114, p. 552–562.
- FERRAZ, KMPMB. Distribuição espacial da capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) em função da paisagem na bacia do rio Piracicaba, SP. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba – SP, 2004.

- JENSEN, JR., NARUMALANI, S., WEATHERBEE, O., MORRIS Jr. KS., and MACKEY Jr., H. 1992. Predictive modeling of cattail and waterlily distribution in a South Carolina reservoir. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol. 58, n. 11, p. 1561- 1568.
- KLEINBAUM, DG. 1996. *Logistic regression: a self-learning text*. Springer-Verlag. New york, USA. 282 p.
- LEHMANN, A. 1998. GIS modeling of submerged macrophyte distribution using Generalized Additive Models. *Plant Ecology*, vol. 139, p. 113–124.
- HEEGAARD, E., BIRKS, HH., GIBSON, CE., SMITH, SJ. and WOLFE-MURPHY, S. 2001. Species-environmental relationships of aquatic macrophytes in Northern Ireland. *Aquatic Botany*, vol. 70, p. 175 - 223.
- REMILLARD, MM. and WELCH, RA. 1992. GIS technologies for aquatic macrophyte studies: I. Databases development and changes in the aquatic environment. *Landscape Ecology*, vol. 7, n.3, p. 151 – 162.
- REMILLARD, MM. and WELCH, RA. 1993. GIS technologies for aquatic macrophyte studies: Modeling applications. *Landscape Ecology*, vol. 8, n. 3, p. 163 – 175.
- SÁNCHEZ-FLORES, E. 2007. GARP modeling of natural and human factors affecting the potential distribution of the invasives *Schismus arabicus* and *Brassica tournefortii* in 'El Pinacate y Gran Desierto de Altar' Biosphere Reserve. *Ecological Modelling*, vol. 204, p. 457 – 474.
- WELCH, R., REMILLARD, M. and ALBERTS, J. 1991. Integrated resource databases for coastal management. *GIS World*, vol. 4, n.3, p. 86 – 89.
- VIS CA., HUDON, CB. and, CARIGNAN AR. 2003. An evaluation of approaches used to determine the distribution and biomass of emergent and submerged aquatic macrophytes over large spatial scales. *Aquatic Botany*, vol. 77, p. 187–201.
- PETERSON, A.; WILLIAMS, R. and CHEN, G. 2007. Modeled global invasive potential of Asian gypsy moths, *Lymantria disparl*. *Entomologia experimentalis et Applicata*, vol. 125, p. 39-44.

- BIANCHINI Jr., I., PACOBAHYBA, LD. and CUNHA-SANTINO, MB. 2002. Aerobic and anaerobic decomposition, of Montrichardi arborescens (L.) Schott. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 14, n. 3, p. 27 – 34.
- MITCHELL, DS., PETR, T. and VINER, AB. 1980. The water-fern *Salvinia molesta* in the Sepik River, Papua New Guinea. *Environmental Conservation*, vol. 7, n. 2, p. 115 – 122.
- THOMAZ, SM. and CUNHA, ER. 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 22, n. 2, p. 218-236.

# 2

## PROPOSTA DE PROTOCOLO PARA ELABORAÇÃO DE BANCO DE DADOS PARA RIOS E BACIAS HIDROGRÁFICAS UTILIZANDO SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA

### Resumo

A unidade composta bacia hidrográfica tem sido amplamente utilizada na gestão de recursos hídricos, bem como em ações para conservação da biodiversidade. A compreensão dos processos e relacionamentos em diferentes compartimentos das unidades e as relações entre estes compartimentos é de grande importância para a caracterização de uma bacia hidrográfica. Os rios são os principais componentes das bacias, e através do conhecimento do comportamento das variáveis físicas e químicas além dos componentes biológicos desses ambientes e as interações com outros elementos da paisagem em diferentes escalas torna-se possível compreender a dinâmica destes ambientes e, portanto, caracterizar a unidade denominada bacia. Sistemas de Informação Geográfica (SIG) são uma ferramenta poderosa na caracterização de corpos d'água e bacias hidrográficas, por apresentarem a capacidade de relacionar espacialmente dados físicos, químicos, biológicos e da paisagem, e oferecem uma grande variedade de ferramentas para gerenciar bancos de dados especializados. Neste contexto, este trabalho tem como objetivo apresentar um protocolo para gerar um banco de dados utilizando SIG que possa ser utilizado para caracterizar rios e bacias hidrográficas, fornecer subsídios para pesquisas de diversos tipos, e auxiliar na conservação e gestão de bacias hidrográficas. Este trabalho abrange todas as fases de desenvolvimento do banco de dados, desde a seleção dos pontos de amostragem em campo, as variáveis a serem coletadas e seus métodos, até a geração do banco de dados especializado.

Palavras-chave: conservação de biodiversidade, gestão de recursos, bacia hidrográfica, SIG

### Introdução

O termo Bacia Hidrográfica refere-se basicamente à unidade que representa o conjunto de terras que fazem a drenagem de um corpo d'água principal e seus afluentes. Quando se estuda os corpos d'água e seus respectivos fluxos de nutrientes e sedimentos nos aspectos quantitativos e qualitativos essa é a unidade mais apropriada. No entanto, este conceito tem sido ampliado além dos aspectos hidrológicos, uma vez que o conceito de bacia hidrográfica tem sido cada vez mais utilizado em ações de conservação da biodiversidade e dos recursos naturais. Têm se incluído nesse conceito então os padrões de uso das terras e suas implicações ambientais (Pires *et al.*, 2002), além de diversos processos ecológicos existentes nessas unidades. O conceito de Bacia

hidrográfica está intimamente relacionado à noção de espaço, uma vez que todos os processos e relações ocorrem dentro da unidade denominada bacia hidrográfica (Becker, 2002). Estes processos apresentam dependência espacial em relação às diferentes unidades da paisagem e, portanto ferramentas que possam auxiliar na compreensão desses processos e suas interações apresentam grande importância para que se possa compreender, caracterizar e manejar uma bacia hidrográfica.

A hidrografia é um elemento chave de uma bacia hidrográfica. O conhecimento do comportamento das variáveis físicas, químicas e dos componentes biológicos dos rios é de grande importância, uma vez que essas relações não se limitam somente ao contexto dos rios, sendo que essas relações estão inseridas em um contexto maior que é o de bacia hidrográfica (Hynes, 1975). Portanto, para que se possa compreender os processos físicos, químicos e ecológicos em cursos d'água é necessário que se utilize abordagens em diferentes escalas espaciais, através das quais consequentemente será possível não só a caracterização desses corpos d'água, mas também da unidade denominada bacia hidrográfica (Fitzpatrick *et al.*, 1998).

Uma das formas de se compreender a dinâmica de uma bacia é através dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG). A utilização dos SIGs tem ganhado cada vez mais espaço nas mais diversas áreas do conhecimento entre outros fatores pela grande variedade de ferramentas e técnicas disponíveis e a grande capacidade de armazenamento de dados que o SIG oferece, além de existirem à disposição do usuário opções de bons pacotes tanto pagos como gratuitos. Em relação ao manejo de bacias hidrográficas, a importância do SIG consiste principalmente na sua capacidade de relacionar espacialmente dados físicos, químicos, biológicos e da paisagem, o que é fundamental no manejo dessas unidades, assim como na busca de conhecimento referente aos processos ecológicos que ali ocorrem (Aspinall & Pearson, 2000; Becker, 2002).

O SIG é uma ferramenta de gerenciamento de banco de dados espacializados. É composto por softwares, que além do armazenamento de um grande número de informações, permitem o gerenciamento e processamento de dados, assim como a modelagem de processos e fenômenos que ocorrem



no espaço. O acesso a essas informações através do SIG pode ser feito através de diversas maneiras como consultas, visualização e análise de dados, assim como geração de diversos produtos como mapas, gráficos e tabelas (Becker, 2002).

Além das funções de gerenciamento de banco de dados, o SIG oferece ao usuário uma gama muito grande de ferramentas para a realização de análises espaciais, além de apresentar funcionalidades em relação às técnicas e *softwares* de sensoriamento remoto e diversos Sistemas de Posicionamento Global (GPS – *Global Positioning System*). A utilização do SIG no manejo de bacias hidrográficas e de ecossistemas aquáticos tem aumentado nas últimas décadas. Esses trabalhos têm sido relacionados, por exemplo, à avaliação de qualidade de água (He *et al.*, 2008), modelos de suporte de decisão para recursos hídricos (Zhang *et al.*, 2010) e modelos de regimes hídricos em rios (Sauquet, 2006).

No entanto, o conhecimento dos processos existentes dentro dos corpos d'água e suas relações com os organismos que ocupam esse habitat ainda é pequeno (Becker, 2002). Também é reduzida a quantidade de trabalhos que utilizam essa ferramenta para analisar os processos ecológicos existentes entre os elementos dessas unidades nas diferentes escalas.

Em um país como o Brasil, o qual apresenta uma enorme rede hidrográfica e variedade muito grande de ecossistemas aquáticos, é notável a ausência de bancos de dados espacializados para os corpos d'água e bacias hidrográficas. Além disso, nota-se uma série de lacunas e falta de informações quando se trata de metodologias para elaboração de bancos de dados para esses sistemas. Este trabalho teve, portanto, como objetivo apresentar um exemplo de protocolo para geração de um banco de dados utilizando SIG que pode ser utilizado na caracterização de rios e bacias hidrográficas, além de fornecer subsídios para pesquisas de outra natureza, tais como, conservação e manejo de bacias hidrográficas.

## **Elaboração do banco de dados**

Para facilitar a elaboração do banco de dados, sugere-se organizar as variáveis a serem coletadas em subseções de acordo com o compartimento que ocupam (Tabela 1).

Tabela 1. Compartimentos da bacia hidrográfica e variáveis a serem obtidas em cada compartimento.

Compartimento	Variável
Paisagem	Relevo Geologia Uso do solo NDVI
Ambiente ripário	Declividade da margem Cobertura vegetal na margem Abertura do dossel no canal Altura da margem
Canal	Coeficiente de atenuação de luz Profundidade Presença de macrófitas aquáticas Nitrogênio Fósforo Oxigênio dissolvido Condutividade elétrica pH Turbidez Temperatura Velocidade de corrente

## 1. Paisagem

### 1.1. Base cartográfica

Uma base cartográfica precisa e detalhada é fundamental para a geração de um banco de dados espacializados. Essa base será utilizada em praticamente todas as etapas de elaboração desse banco de dados, desde o planejamento do trabalho de campo até a espacialização, processamento e análise das variáveis coletadas. A base cartográfica deve, portanto, se constituir na primeira etapa do trabalho. Esta base é gerada a partir de mapas topográficos,

imagens de satélites, fotografias aéreas e outras fontes de dados a que o pesquisador tenha acesso.

No Brasil, o IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística ([www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br)) disponibiliza gratuitamente cartas topográficas de todo o território. Recomenda-se a utilização das cartas topográficas do IBGE na escala 1: 50.000 nas quais se encontram dados de:

- Hidrografia
- Malha urbana
- Malha viária
- Altimetria: curvas de nível com equidistância de 20 m e pontos cotados do terreno.

Esses dados serão utilizados nas etapas de georreferenciamento das imagens de satélites e fotografias aéreas da área de estudo, assim como na geração do Modelo Digital do Terreno (MDT), etapas que serão detalhadas posteriormente.

A aquisição de imagens de satélite pode ser feita a partir de diferentes fontes, de acordo com a necessidade do pesquisador e dos recursos disponíveis. Existem no mercado empresas especializadas na venda de imagens de satélites de alta resolução espacial (em torno de 1 metro), mas que geralmente apresentam custo elevado. Além disso, para bacias hidrográficas de médio porte (rios de ordem 4 ou 5), imagens de satélite com resolução entre 20 e 30 metros são bastante adequadas para a caracterização dessas unidades. O INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais ([www.inpe.br](http://www.inpe.br)) disponibiliza gratuitamente imagens dos satélites CBERS e LANDSAT, sendo que esses satélites têm resolução espacial de 20 e 30 metros, respectivamente.

As imagens de satélite serão utilizadas na elaboração de mapas da área de estudo, na geração do modelo de elevação do terreno, na análise de uso do solo e no cálculo de índices como o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI).

## **1.2. Relevo**

Com base nos dados de altimetria disponíveis (pontos cotados, curvas de nível) obtidos a partir das cartas topográficas da área de estudo, é gerado em *software* de SIG o Modelo Digital de Terreno (MDT) com base no modelo *Triangulated Irregular Networks* (TIN). TIN refere-se ao modelo de rede triangular irregular utilizado para representar variáveis contínuas como elevação e temperatura. A partir do modelo TIN também é gerado o mapa de declividade do terreno em porcentagem, também com auxílio de *software* de SIG.

### **1.3. Geologia**

Dados referentes à geologia da área são importantes pelo fato de fornecerem informações a respeito do tipo de solo da Bacia Hidrográfica. Para alguns estados Brasileiros existem atlas geológicos disponíveis, inclusive com dados já em formato compatível com *softwares* de SIG. Além disso, esses dados podem ser obtidos junto ao CPRM – Serviço Geológico do Brasil ([www.cprm.gov.br](http://www.cprm.gov.br)) o qual, além dos dados de geologia, fornece uma série de outros produtos.

### **1.4. Uso do solo**

O uso do solo é determinado, através da análise das imagens de satélite e fotointerpretação da região. Através da utilização de *softwares* de SIG é feita a classificação não supervisionada ou supervisionada das imagens de satélites e fotografias aéreas disponíveis. Caso haja necessidade, locais dentro e fora das unidades amostrais utilizadas para a coleta de dados poderão ser percorridos em campo para esclarecimento de dúvidas na análise das imagens e fotos áreas, para o refinamento da caracterização das classes de uso do solo e para a validação do mapa de uso do solo gerado. Para a realização dos procedimentos descritos acima é necessário conhecimento em técnicas de sensoriamento remoto.

### **1.5. NDVI**

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index – NDVI*) é um índice baseado no comportamento espectral

das plantas, que apresentam grande absorção na faixa do vermelho e grande reflexão na faixa do infravermelho próximo. A diferença entre essas faixas é proporcional à reflectância da imagem de satélite e fornece o grau de vegetação da imagem (Moreira, 2005). O valor desse índice varia de -1 a 1, sendo que valores próximos de 1 indicam áreas com muita vegetação e valores próximos de zero ou negativos indicam áreas com pouca ou nenhuma vegetação. O cálculo do NDVI é feito através da seguinte equação:

$$NDVI = (IVP - IV) / (IVP + IV)$$

Onde o *IVP* corresponde ao valor da reflectância da banda no infravermelho próximo e *IV* corresponde ao valor da reflectância da banda no vermelho visível.

## **2. Caracterização de rios**

Pelo fato de que grande parte dos rios, em bacias de médio porte, apresentam grande extensão, torna-se inviável a coleta de dados ao longo de todo o rio. Por isso, é importante a utilização de trechos de rios para a coleta de dados físicos, químicos e biológicos. O trecho de rio é a principal unidade em que haverá a coleta dos dados e deve representar as condições do rio naquela região (Fitzpatrick *et al.*,1998). Esses trechos de rio serão denominados unidades amostrais (UA).

Em cada rio selecionado estabelecem-se unidades amostrais (UA). A extensão da UA pode variar em função principalmente da largura e da profundidade do rio. Essa extensão também pode variar se o rio a ser amostrado possuir pequena profundidade e pode ser atravessado a pé ou se for profundo e para atravessá-lo é necessária a utilização de um barco (Fitzpatrick *et al.*,1998).

De maneira geral, o comprimento da UA é obtido multiplicando-se a largura média do canal por 20. Essa multiplicação é utilizada para que cada unidade compreenda pelo menos uma porção do rio denominada de comprimento de onda meândrico (Leopold *et al.* 1964). Assim, nesse trecho de rio, os diferentes tipos de habitat serão incluídos na UA. Além disso, um comprimento mínimo e

máximo para a UA é necessário para que seja possível coletar dados biológicos representativos, mas também para que se evitem amostragens excessivas, que possam comprometer a logística das campanhas de campo além de desgaste excessivo para a equipe (Fitzpatrick *et al.*, 1998).

Para rios que podem ser atravessados sem auxílio de barco a extensão mínima e máxima de cada UA deverá ter 150 e 300 metros, respectivamente. Para rios que necessitam de auxílio de barco para serem atravessados esses valores devem ser de 500 e 1000 metros, respectivamente de acordo com o proposto por Meador *et al.* (1993).

A quantidade de rios amostrados e o número de UAs a serem estabelecidas devem ser determinados com base no conhecimento do pesquisador a respeito da área de estudo, do tamanho da bacia, além da disponibilidade de recursos e acessibilidade aos locais de coleta. Sugere-se, para bacias de médio porte, que se amostram ao menos os rios mais representativos da área de estudo e que se estabeleçam ao menos três UAs em cada rio, uma na parte superior do rio mais próxima das nascentes, uma na parte intermediária do rio e a última na parte mais baixa da bacia, mais próxima à foz do rio. Para bacias hidrográficas em que os valores médios das larguras mínimas e máximas dos rios mais representativos sejam aproximadamente 70 e 190 metros, respectivamente sugere-se o estabelecimento de três UAs de 500 metros de comprimento.

As unidades amostrais devem ser distribuídas ao longo do rio com o objetivo de se contemplar todos os habitats dos rios selecionados. Com o auxílio de software de SIG a extensão de cada rio selecionado será determinada. Em seguida o comprimento de cada rio será dividido pelo número de unidades amostrais estabelecidas para que os locais destinados a implementação das unidades amostrais sejam determinados de maneira a representar da melhor forma cada rio.

Sugere-se a utilização de 11 transectos em cada UA distantes aproximadamente 50 m entre si, onde devem ser feitas as coletas das variáveis no canal, nas margens e na área de entorno da UA. Esse número de transectos é utilizado para manter a repetibilidade e precisão da amostragem, uma vez que 11 transectos correspondem a aproximadamente 80% de acurácia das estimativas das médias para as características de habitat

selecionadas (Simonson, 1994). Os transectos devem ser orientados perpendicularmente em relação à corrente de água e a distância entre transectos é determinada dividindo-se o comprimento da UA por 10.

Destaca-se que o primeiro transecto e o início da UA devem ser estabelecidos distantes de pontes, barragens e outras fontes de perturbação que possam alterar as características dos rios nesses locais. Nessas condições o início da UA e o primeiro transecto deve ser estabelecido à uma distância equivalente a dez vezes a largura média do canal para que as possíveis perturbações possam ser evitadas (Fitzpatrick *et al.*, 1998).

Obviamente, essa distância pode aumentar ou diminuir, dependendo de características e condições específicas dos rios nesses locais e que devem ser levadas em consideração pelo pesquisador. Os limites iniciais e finais de cada UA assim como todos os pontos das margens dos rios de cada transecto devem ser georreferenciados com auxílio de um aparelho GPS. Esses pontos também devem ser marcados com marcadores permanentes como estacas ou fitas para facilitar a visualização dos transectos e coleta de dados, e para facilitar campanhas de campo posteriores.

### **2.1. Coleta de dados nos transectos**

Os dados a serem obtidos nos transectos consistem em informações referentes à largura do canal, características da margem, profundidade do canal, características dos habitats e vegetação ripária. Em cada transecto devem ser estabelecidos 5 pontos de coleta. Dois pontos nas margens, para coleta de dados referentes à presença de macrófitas aquáticas ou outras comunidades vegetais aquáticas relevantes, declividade da margem, cobertura vegetal na margem, radiação incidente e tipo de substrato.

Um ponto no centro do canal para medida de radiação incidente, profundidade e ângulo de abertura do dossel em relação às margens, e dois pontos dispostos equidistantes entre o centro do canal e cada margem para medidas de profundidade.

## **3. Ambiente ripário**

### **3.1. Declividade da margem**

A declividade da margem deve ser obtida em cada transecto nas duas margens da UA. A medida pode ser feita com auxílio de um clinômetro. O operador do clinômetro posiciona-se na margem e uma segunda pessoa se posiciona com um bastão de referência com uma marcação na altura dos olhos do operador do clinômetro, aproximadamente 3 m distante do operador, acompanhando a linha do transecto. A declividade expressa em graus e/ou porcentagem entre o operador do clinômetro e o bastão de referência é anotada, obtendo-se assim a declividade da margem em cada transecto (Figura 1).

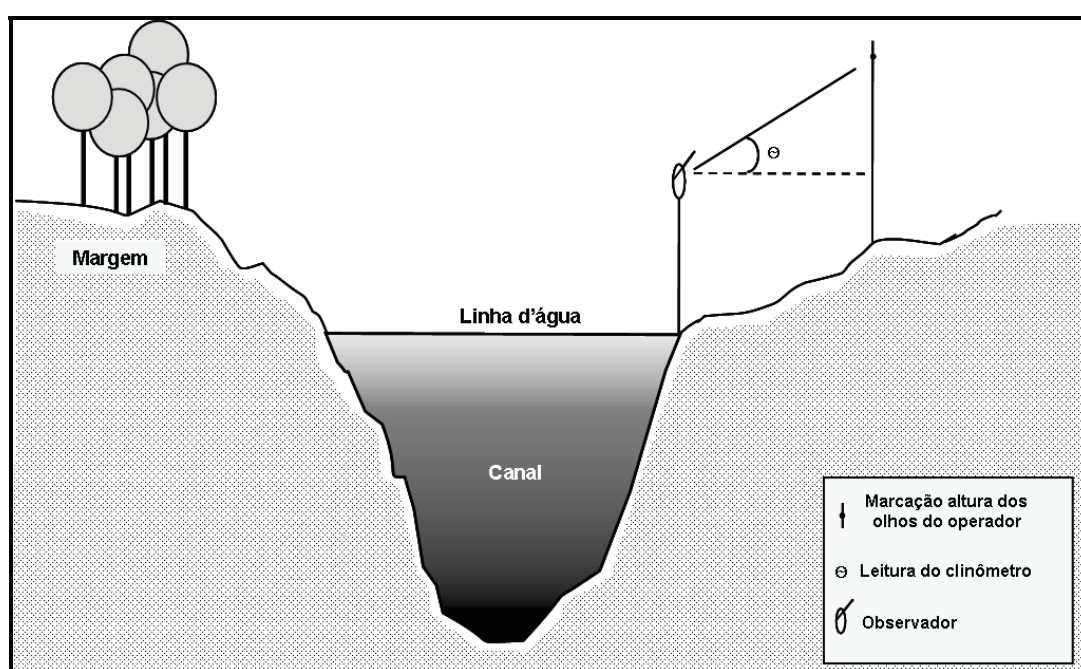


Figura1. Esquema do procedimento utilizado para a obtenção da declividade da margem de rios com auxílio de clinômetro. (Fonte: elaborado por Cancian, L.F.).

### **3.2. Cobertura vegetal na margem**

A cobertura vegetal deve ser obtida em cada transecto nas duas margens com auxílio de um densitômetro esférico côncavo. O densitômetro é composto de um espelho côncavo ou convexo dividido em 37 interseções de grade que formam 24 quadrados. O densitômetro deve ser posicionado na linha do transecto perpendicularmente à margem, 30 cm afastado da linha d'água e 30 cm acima do solo (Figura 2).



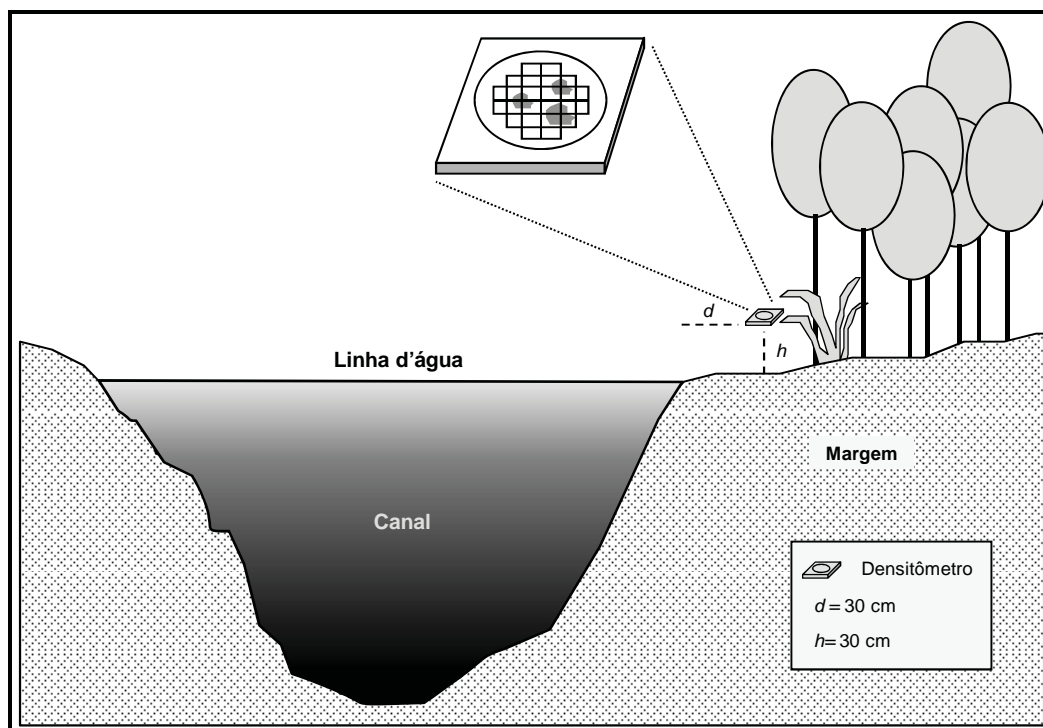


Figura 2. Esquema do procedimento utilizado para a obtenção da cobertura vegetal das margens de rios com auxílio de densitômetro esférico côncavo. (Fonte: elaborado por Cancian, L.F.).

O número de pontos da grade do espelho cercados por vegetação é contado para determinação da cobertura vegetal. Esta posição baixa é utilizada para se amostrar vegetação diretamente sobre as margens e também incorpora vegetação suspensa que se projeta sobre o corpo d'água (Platts *et al.* 1983). O valor de cobertura vegetal para cada ponto será convertido em porcentagem multiplicando-se o valor lido no densitômetro por 100 e dividindo-se o resultado por 37, que é o número de pontos possíveis no densitômetro.

### **3.3. Abertura do dossel no canal**

A abertura do dossel corresponde à cobertura vegetal no canal do rio, e fornece uma estimativa importante do sombreamento do canal pela vegetação ripária, sendo considerada uma variável importante na caracterização de habitats para diversos organismos (Byl & Carney, 1996). A medida é feita no centro do canal em cada transecto com auxílio do clinômetro. A abertura do dossel é determinada anotando-se o valor do ângulo entre o observador e a

porção de vegetação mais alta nas margens esquerda e direita na linha do transecto. Os ângulos esquerdo e direito são subtraídos de 180 para se obter o ângulo de abertura do dossel (Figura 3). A distância entre o espelho d'água e a altura dos olhos do observador deve ser anotada principalmente em rios estreitos, onde o ângulo de abertura do dossel pode ser subestimado quando registrado a partir da altura dos olhos do observador.

A abertura do dossel é expressa em porcentagem multiplicando-se o valor de abertura do dossel por 100 e dividindo-se o resultado por 180.

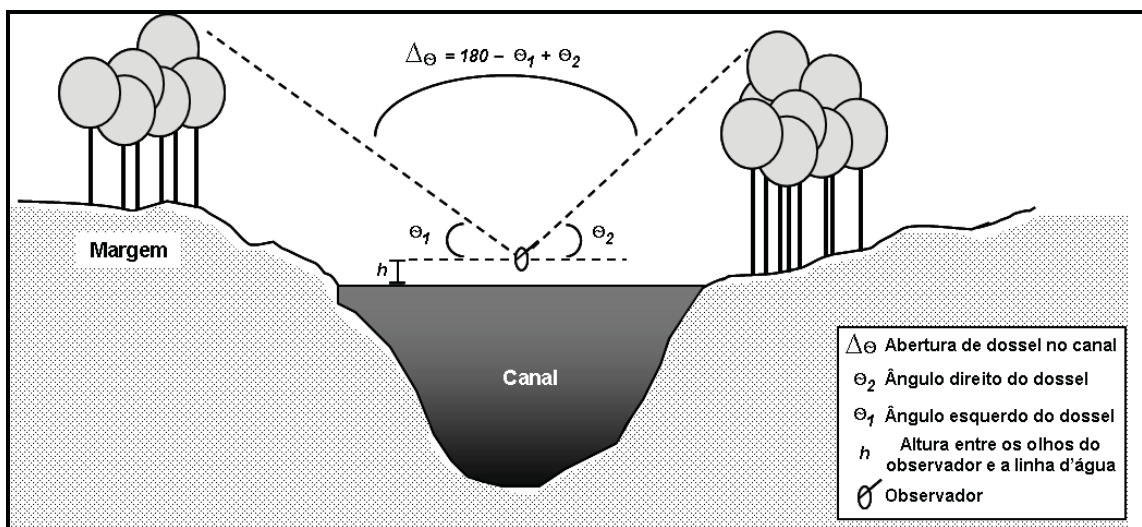


Figura 3. Ilustração do procedimento utilizado para a obtenção da abertura do dossel no canal. (Fonte: elaborado por Cancian, L.F.).

### 3.4. Altura da margem

A altura da margem deve ser determinada para cada transecto das UAs. O cálculo da altura da margem pode ser calculado através de geometria, aplicando-se as propriedades do triângulo retângulo aos valores de declividade da margem anotados e a distância conhecida entre o operador do clinômetro e o bastão de referência.

## 4. Canal

### 4.1. Coeficiente de atenuação de luz

A disponibilidade de luz é uma variável importante para organismos aquáticos submersos. A luminosidade está relacionada principalmente à ocorrência de macrófitas aquáticas submersas. Em ambientes com alta transparência pode ocorrer uma distribuição de macrófitas aquáticas ao longo de um gradiente de luz (Ward & Talbot, 1984). Os dados referentes ao coeficiente de atenuação de luz serão obtidos nas unidades amostrais através da medição da radiação na superfície da água (0,0 m) e em uma profundidade determinada (0,2; 0,3 ou 0,5 m) com auxílio de radiômetro subaquático, nas duas margens e no centro do canal em cada transecto das UAs.

#### **4.2. Profundidade**

A profundidade do canal deve ser determinada em três pontos em cada transecto, com auxílio de uma corda com metragem marcada. As medidas serão feitas no ponto central do canal e nos dois pontos equidistantes entre o ponto central e cada uma das margens.

#### **4.3. Presença de macrófitas aquáticas**

A presença de macrófitas aquáticas deve ser determinada em cada ponto dos transectos nas duas margens. Nos locais de presença também devem anotadas características das margens, como troncos caídos, erosões das margens, anteparos, cais ou portos e outras informações que possam ser relevantes.

#### **4.4. Velocidade de corrente**

A velocidade de corrente deve ser obtida ao menos em um ponto em cada UA, no centro do canal. Existem diferentes métodos para se determinar a velocidade de corrente. Um dos métodos mais simples é o método do flutuador, em que a velocidade de corrente é obtida medindo-se a velocidade de deslocamento de um objeto flutuante em um trecho de comprimento conhecido. No entanto para medidas mais precisas recomenda-se a utilização de aparelhos medidores de corrente denominados correntômetros que utilizam sensores acústicos ou molinetes para determinar a velocidade de corrente.

#### **4.5. Temperatura da água, turbidez, pH e condutividade elétrica.**

A temperatura da água, turbidez, pH e condutividade elétrica são variáveis amplamente utilizadas na caracterização de corpos d'água e importantes descritoras de habitat (Barendregt & Bio, 2003). Essas variáveis devem ser coletadas ao menos em três pontos de cada UA como mencionado anteriormente. A determinação dessas variáveis pode ser feita em campo com auxílio de aparelhos multi-sensores.

#### **4.6. Oxigênio dissolvido**

O oxigênio dissolvido é outra variável importante na caracterização dos corpos d'água. Sugere-se que a determinação do oxigênio dissolvido na água seja feita ao menos em três pontos das UAs, assim como o sugerido para as diferentes formas de nitrogênio e fósforo. A concentração de oxigênio dissolvido pode ser obtida em campo com um oxímetro.

#### **4.7. Nutrientes (N e P)**

Nitrogênio e Fósforo são variáveis importantes relacionadas ao estado trófico dos ambientes aquáticos, além de muitas vezes estarem relacionados ao lançamento de efluentes orgânicos nos corpos d'água (Hall *et al.*, 1999; Sant'anna *et al.*, 2007). Além disso, alguns trabalhos destacam a relação entre a ocorrência de diferentes comunidades de vegetação aquática e o estado trófico do ambiente (Vestergaard & Sand-Jensen, 2000). A concentração de N e P na água é obtida a partir da coleta de amostras de água nas UAs. Sugere-se que sejam coletadas ao menos três amostras pontuais de água em cada UA, nas duas extremidades e no meio de cada unidade, em triplicata. Deve ser determinado o nitrogênio total e fósforo total além de nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e ortofosfato. Atualmente existem à disposição no mercado aparelhos que medem a concentração de íons diretamente no campo, no entanto o custo desses aparelhos ainda é muito restritivo.

#### **Espacialização das variáveis**

A partir dos dados obtidos nos transectos é feita uma planilha eletrônica que deve conter as coordenadas geográficas de cada ponto obtidas com o GPS, a

UA a que o ponto pertence e o nome e valor de cada variável coletada. Utilizando um software de SIG essa planilha é convertida em um arquivo de pontos e espacializada, gerando um plano de informação (PI) contendo todas as informações da planilha. Os dados referentes à elevação, geologia, NDVI e classes de uso do solo serão incorporados a esse PI através de procedimento de interseção de PIs.

O produto final obtido corresponde a um banco de dados espacializado contendo todos os valores de todos os dados gerados para cada ponto dos transectos das UA. De acordo com os objetivos do pesquisador, esses dados podem ser convertidos em camadas, também conhecidas como superfícies de tendência através de métodos de interpolação, para obtenção de dados espacialmente contínuos. Para essas etapas são necessários conhecimentos em geoestatística, sendo que os softwares de SIG apresentam diversas opções de métodos de interpolação.

### **Outras informações relevantes**

A critério do pesquisador, além das variáveis mencionadas, podem ser obtidas outras informações que possam ser importantes para a caracterização dos rios da bacia hidrográfica. Pode-se citar como exemplo dados referentes ao tipo de solo na bacia. Esta variável influencia a permeabilidade do terreno, sendo importante nos fenômenos de enchentes, assim como para a recarga do aquífero. Além disso, dados referentes às classes de uso e ocupação do solo e dos processos erosivos que possam alterar as características físicas, e químicas dos rios são variáveis que, dependendo do objetivo do pesquisador podem ser importantes uma vez que podem influenciar as características dos rios da área de estudo.

A Figura 4 é uma representação simplificada das etapas necessárias para a elaboração de um banco de dados georreferenciado para bacias hidrográficas de acordo com a metodologia proposta.

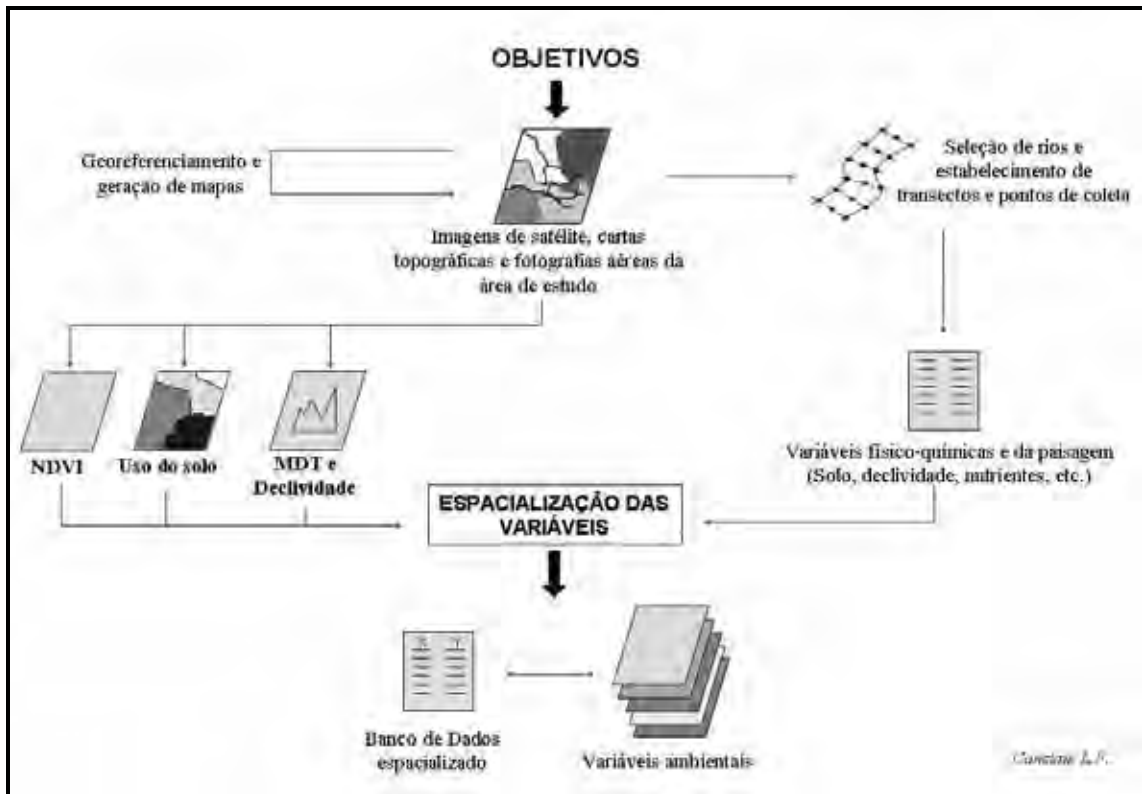


Figura 4. Esquema simplificado das etapas necessárias para elaboração de um banco de dados georreferenciado e camadas ambientais para rios e bacias hidrográficas. (Fonte: elaborado por Cancian, L.F.).

### Considerações finais

O protocolo proposto procurou contemplar todas as etapas da geração do banco de dados, desde a determinação de pontos de coleta de dados em campo, variáveis a serem coletadas, até a espacialização e obtenção de dados a partir de técnicas de SIG. A partir do banco de dados gerado e com a geração de superfícies contínuas de dados através das técnicas de interpolação mencionadas torna-se possível para o pesquisador trabalhar com camadas ambientais que contemplam toda a extensão dos rios. A utilização dessas camadas juntamente com algoritmos de modelagem e análises estatísticas permite ao pesquisador compreender as relações entre as variáveis físicas, químicas e biológicas dos rios e os diferentes elementos da paisagem nas diferentes escalas dentro do contexto de bacia hidrográfica.

## Referências bibliográficas

- Aspinall, R.J. & Pearson, D. 2000. Integrated geographical assessment of environmental condition in water catchments: linking landscape ecology, environmental modeling and GIS. *Journal of Environmental Management*, 59: 299-319 pp.
- Barendregt, A. & Bio, A. M. F. 2003. Relevant variables to predict macrophytes communities in running waters. *Ecological Modelling*, 160: 205 – 217 pp.
- Becker, F. G. 2002. Aplicações de sistemas de Informação Geográfica em Ecologia e Manejo de Bacias hidrográficas. Em: Schiavetti, A. & Camargo, A.F.M. 2002. *Conceitos de Bacias Hidrográficas: Teorias e Aplicações*. Editus. Ilhéus – BA, 91 – 110 pp.
- Byl, T.D. & Carney, K.A. 1996. Instream investigations in the Beaver Creek watershed in West Tennessee. *U.S. Geological Water-Resources Investigations Report 96 - 4186*, 34 p.
- 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.
- Hall, R.I., Leavitt, P.R., Dixit, A.S. & Smol, J. P. 1999. Effects of agriculture, urbanization and climate on water quality in the northern Great Plains. *Limnology and Oceanography*, 44: 739 - 756 pp.
- He, H., Zhou, J., Wu, Y., Zhang, W. & Xie, X. 2008. Modelling the response of surface water quality to the urbanization in Xi'an, China. *Journal of Environmental Management*, 86: 731 – 449 pp.
- Hynes, H.B.N. 1975. The Stream and its valley: *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 19: 1 – 15 pp.
- Leopold, L.B., Wolman, M.G. & Miller, J.P. 1964. *Fluvial processes in geomorphology*. San Francisco, W.H. Freeman, 522 p.
- Meador, M.R., Cuffney, T.F. & Gurtz, M.E. 1993. Methods for sampling fish communities as part of the National Water-Quality Assessment Program. *U.S. Geological Survey Open-File Report*, 93 - 104 pp.
- Moreira, M. A. *Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação*. 3ª edição. 2005. Editora UFV, 320 p.
- Pires, J.S.R, Santos, J.E. & Del Prette, M.E. 2002. A Utilização do Conceito de Bacia Hidrográfica para a Conservação dos Recursos Naturais. Em: Schiavetti, A. &

- Camargo, A.F.M. 2002. *Conceitos de Bacias Hidrográficas: Teorias e Aplicações*. Editus. Ilhéus – BA, 17 – 35 pp.
- Platts, W.S., Megahan, W.F. & Minshall, G.W. 1983. Methods for evaluating stream, riparian and biotic conditions. Ogden, Utah. *U.S. Forest Service General Technical Report INT - 138*, 70 p.
- Sant'anna, E.B., Camargo, A.F.M. & Bonocchi, K.S.L. 2007. Effects of domestic sewage discharges in the estuarine region of the Itanhaém River basin (SP, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(2): 221 - 232 pp.
- Sauquet, E. 2006. Mapping mean annual river discharges: Geostatistical developments for incorporating river network dependencies. *Journal of Hydrology*, 331: 300 – 314 pp.
- Simonson, T.D., Lyons, J. & Kanehl, P.D. 1994. Quantifying fish habitat in streams – Transect spacing, sample size, and a proposed framework. *North American Journal of Fisheries Management*, 14(3): 607 - 615 pp.
- Vestergaard, O. & Sand-Jensen, K. 2000. Alkalinity and trophic state regulate aquatic plant distribution in Danish lakes. *Aquatic Botany*, 67: 85 - 107 pp.
- Ward, J. & Talbot, J. 1984. Distribution of Aquatic Macrophytes in Lake Alexandrina, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 18: 211 - 220 pp.
- Zhang, G.Z., Zhao, W.N. & Liu, H. 2010. A GIS-Based Decision Support System for Water Trade Management of River Basin Cities. *Procedia Environmental Sciences* 2 (2010), 650 – 655 pp.



# 3

## MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA POTENCIAL DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM RIOS

### Resumo

Nos últimos anos a utilização de algoritmos e softwares de modelagem tem sido muito empregada com o objetivo de modelar a distribuição geográfica potencial de diferentes espécies. Nesse sentido esse trabalho teve como objetivo gerar modelos de distribuição potencial para quatro espécies de macrófitas aquáticas em uma bacia hidrográfica utilizando o algoritmo MAXENT, verificar sua aplicabilidade em ambientes aquáticos, verificar a qualidade dos modelos gerados e identificar as variáveis preditoras da distribuição espacial dessas plantas. As espécies estudadas foram *Spartina alterniflora*, *Crinum procerum*, *Scirpus californicus* e *Eichhornia azurea*. A precisão dos modelos gerados foi de 98% para *S. alterniflora*, 86% para *C. procerum*, 87% para *S. californicus* e 97% para *E. azurea*. As variáveis que mais influenciaram a distribuição das espécies foram declividade da margem (46,3%) e salinidade (26,3) para *S. alterniflora*, pH (47,4%) e declividade da margem para *C. procerum*, declividade da margem (27,3%), elevação (19,2%), temperatura (16,9%) e fósforo total (11,4%) para *S. californicus* e elevação (24,3%) e turbidez (20,4%) para *E. azurea*. Tais resultados permitem concluir que o algoritmo Maxent pode gerar modelos de distribuição potencial de grande qualidade e precisão para comunidades de vegetais aquáticos em bacias hidrográficas, e que a distribuição dessas espécies está relacionada a variáveis limnológicas e da paisagem.

Palavras-chave: bacia hidrográfica, SIG, máxima entropia, paisagem, rios

### 1. Introdução

A compreensão das relações entre os organismos e seu meio ambiente sempre foi uma questão chave em ecologia (Guisan & Zimmermann, 2000). Quando se trata de organismos aquáticos essas relações não se referem somente ao ambiente aquático em que esses organismos estão inseridos, mas referem-se a um contexto espacial mais amplo, relacionado à bacia hidrográfica (Hynes, 1975).

Para comunidades de macrófitas aquáticas diversos fatores podem influenciar sua distribuição espacial, tais como disponibilidade de nutrientes, oxigênio, disponibilidade de luz entre outras, são variáveis geralmente relacionadas à distribuição dessa comunidade vegetal. (Barendregt & Bio, 2003). Além disso, em ambientes costeiros fatores como salinidade e os pulsos de inundação são variáveis que também determinam a distribuição desses

vegetais nesses ambientes (Costa *et al.*, 2003; Crain *et al.*, 2004; Silvestri *et al.*, 2005; Ribeiro *et al.*, 2010).

Uma forma de se compreender como esses fatores ambientais se relacionam à distribuição espacial das espécies é através da modelagem de distribuição potencial de espécies. O interesse neste tipo de modelagem tem aumentado rapidamente nas últimas duas décadas (Guisan & Thuiller; 2005), assim como sua utilização no auxílio em estratégias de manejo e conservação de espécies (Scott *et al.*, 2002; Phillips *et al.*, 2006), em ecologia e epidemiologia (Côté & Reynolds, 2002; Peterson & Shaw, 2003), entre outras áreas.

Em relação aos ecossistemas terrestres existe um volume muito grande de informações a respeito da utilização de tais técnicas para modelar a distribuição espacial de aves (e.g. Faria & Peterson, 2002; Yost *et al.*, 2008; Stachura-Skierczynska, 2009), mamíferos (e.g. Brito *et al.*, 2009; Anderson & Gonzalez, 2011; Bajat *et al.*, 2011), répteis (Santos *et al.*, 2006; Brito *et al.*, 2011), plantas (Lemke *et al.*, 2011; Trethowan *et al.*, 2011; Trisurat *et al.*, 2011), insetos (Evangelista *et al.*, 2011; Rose & Wall, 2011) inclusive a associação entre fungos e plantas (Ponce *et al.*, 2011) representam alguns exemplos da grande diversidade de estudos referentes a modelagem de distribuição de espécies para esses ambientes.

Em relação à interface entre o ambiente terrestre e o aquático existe um grande volume de estudos de distribuição geográfica relacionados principalmente a anfíbios (e.g. Pawar *et al.*, 2007; Fouquet *et al.*, 2011; Ficetola *et al.*, 2010; May *et al.*, 2011). No entanto, quando se refere aos ambientes aquáticos e espécies estritamente aquáticas o número de trabalhos se reduz drasticamente. Os estudos disponíveis relacionados a organismos aquáticos geralmente referem-se a espécies de peixes (e.g. Fukuda *et al.*, 2011; Jones *et al.*, 2010).

Em relação à comunidade de plantas aquáticas é notável a ausência de estudos utilizando a modelagem de distribuição de espécies, apesar da importância ecológica dessas comunidades vegetais em seus ambientes de ocorrência (Camargo *et al.*, 2003) uma vez que muitas vezes o crescimento desordenado dessas plantas pode afetar o potencial de geração de energia

elétrica, além de impedir a navegabilidade e a balneabilidade de rios (Gopal, 1990; Thomaz *et al.*, 1998). No entanto, para essa comunidade vegetal até o momento foi encontrado somente o estudo de Mukherjee *et al.* (2011) em que os autores modelaram a distribuição potencial de *Hygrophila polysperma* em ambientes lóticos.

Nesse sentido o presente estudo teve como objetivo (1) gerar modelos de distribuição potencial para quatro espécies de macrófitas aquáticas em uma bacia hidrográfica e avaliar a qualidade dos modelos elaborados e (2) identificar as variáveis preditoras da distribuição espacial dessas espécies no ambiente aquático.

## **2. Metodologia**

### *2.1. Área de estudo*

A bacia hidrográfica do rio Itanhaém localiza-se no litoral sul do estado de São Paulo (Fig. 1). A maior parte da bacia hidrográfica se localiza na planície costeira que se estende por cerca de 16 Km desde o litoral até a escarpa da Serra do Mar, sendo que grande parte das nascentes dos rios da bacia estão localizados na Serra do Mar. O clima é classificado de acordo com o sistema de Köppen como cfa, subtropical úmido com verão quente e inverno brando, sem meses secos. Com o objetivo de facilitar a avaliação dos resultados, a área de planície costeira foi subdividida em três partes, a saber, inferior, intermediária e superior.

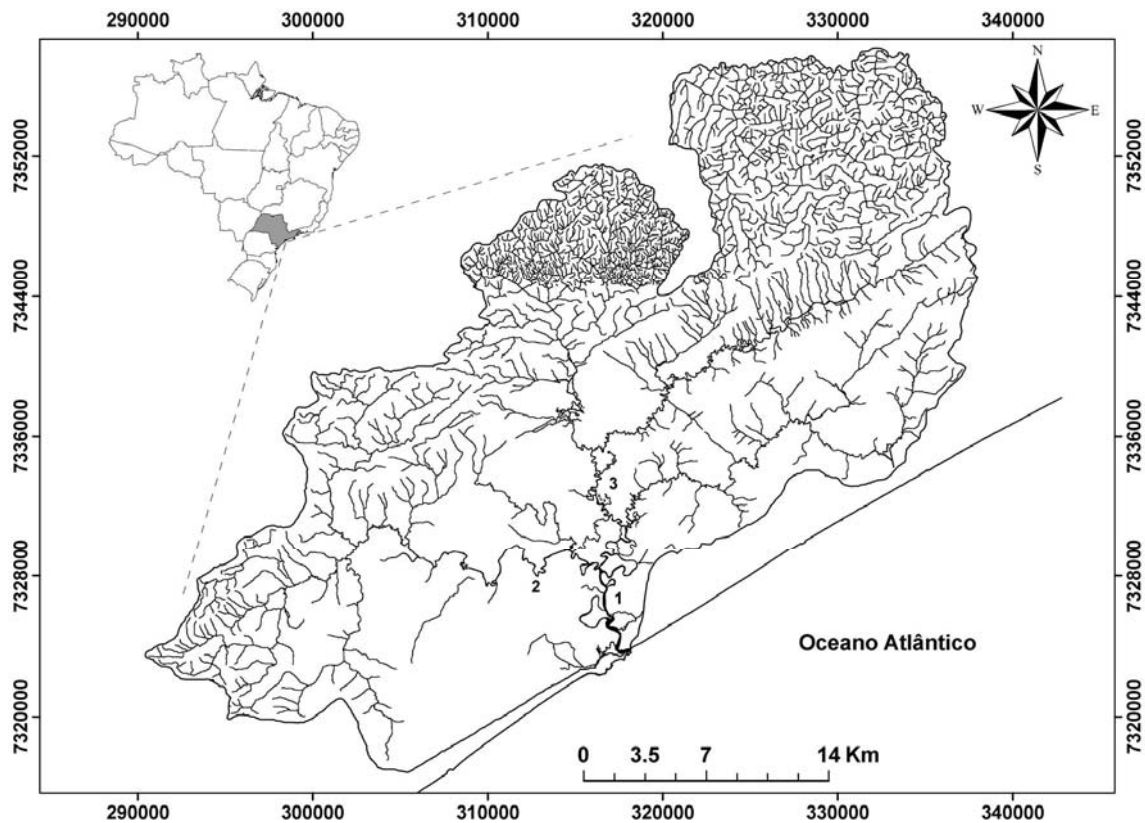


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do rio Itanhaém no litoral sul do Estado de São Paulo. Destaque para os rios (1) Itanhaém; (2) Preto e (3) Branco. Coordenadas em UTM, datum SAD 69.

A porção inferior da planície costeira se estende por cerca de 5 km desde o litoral e é uma região caracterizada por grande influência marinha. O sistema hidrológico nessa região é fortemente influenciado pelo regime de marés, apresenta grande mistura de água doce e salgada sendo possível observar um gradiente de salinidade nos rios. Os rios são meândricos e a vegetação da região é tipicamente estuarina predominando a vegetação de manguezal e de restinga. A porção intermediária da planície estende-se dos 5 km até 10 km de distância da costa. Nessa região o sistema hidrológico é composto predominantemente por água doce, apresentando pouca ou nenhuma influência de salinidade. No entanto, assim como na porção inferior os rios dessa região são meândricos e estão sujeitos ao regime de marés, que influencia o nível de água dos rios, sua vazão e velocidade de corrente. Nessa região predomina a vegetação de restinga diferenciando se da restinga da porção inferior por apresentar vegetação mais adensada e de maior porte. A

porção superior da planície costeira é caracterizada pelo predomínio exclusivo de água doce no sistema hidrológico sendo que nessa região, em função do terreno mais elevado, os rios apresentam maior velocidade de corrente, margens mais declivosas e correm escavados nos vales. Nessa região a vegetação predominante é de Mata Atlântica e de Mata Atlântica de encosta nas áreas da Serra do Mar.

A bacia hidrográfica possui uma área de 950 km<sup>2</sup> destacando-se os rios Itanhaém, Preto e Branco como os rios mais representativos da bacia hidrográfica. O rio Itanhaém apresenta características estuarinas e é formado pela confluência dos rios Preto e Branco. O rio Preto percorre a maior parte de sua extensão na planície costeira e apresenta água de cor escura decorrente da presença de ácidos orgânicos (Camargo *et al.*, 2002) sendo considerado um exemplo de rio de Baixada (Navarra, 1988). O rio Branco percorre grande parte de sua extensão na porção superior e posteriormente a porção intermediária da Planície Costeira. Apresenta águas barrentas e é classificado de acordo com Navarra (1988) como rio de Planalto (Camargo *et. al*, 2002).

## 2.2. Espécies estudadas

Nesse trabalho foi modelada a distribuição potencial de quatro espécies de macrófitas aquáticas: *Spartina alterniflora*, *Crinum procerum*, *Scirpus californicus*, macrófitas aquáticas de hábito emergente e *Eichhornia azurea*, espécie enraizada flutuante. Essas espécies foram selecionadas pelo fato de apresentarem ampla distribuição geográfica (Heiser, 1977; Huang & Zhang, 2007; Ribeiro *et al.*, 2011), sendo algumas das espécies mais representativas da comunidade de macrófitas aquáticas na área de estudo.

## 2.3. Coleta de dados

Para o levantamento das espécies utilizou-se em cada rio, 3 unidades amostrais (UA) de 500 metros de comprimento divididas em 11 transectos de acordo com o delineamento amostral e os procedimentos para coleta de dados propostos por Fitzpatrick *et al.* (1998) e Leopold *et al.* (1964) e adaptados por Cancian *et al.* (2012).

Em cada transecto foram determinados 5 pontos de coleta. Dois pontos nas margens, para coleta de dados referentes a presença de macrófitas aquáticas, declividade da margem, cobertura vegetal, radiação incidente e tipo

de substrato. Um ponto no centro do canal para medida de radiação incidente, profundidade e ângulo de abertura do dossel em relação às margens, e dois pontos dispostos a 4 m de distância de cada margem para medidas de profundidade.

Além disso, nas extremidades de cada UA foram obtidas as variáveis limnológicas e coletadas amostras de água para a determinação das formas de Nitrogênio e Fósforo disponíveis na água. Tais análises foram feitas no Laboratório de Ecologia Aquática (LEA) da UNESP.

Além das variáveis obtidas nos rios e no ambiente ripário, foram obtidas também, em ambiente SIG, variáveis da paisagem da área de estudo referentes ao relevo, através da elaboração do modelo Digital de Terreno (MDT), e o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*NDVI – Normalized Difference Vegetation Index*) da área de estudo.

#### *2.4. Dados de presença*

Os dados de presença das espécies foram obtidos através de trabalho de campo durante o ano de 2009. A ocorrência das quatro espécies foi verificada dentro dos limites das UAs e as coordenadas geográficas registradas com aparelho GPS.

#### *2.5. Camadas ambientais*

Todas as variáveis foram espacializadas em ambiente SIG e em seguida foi feita a criação de camadas ambientais correspondentes a cada variável e, então, interpolou-se essas camadas para os rios da bacia hidrográfica através do método do inverso ponderado da distância (IDW). O resultado dessas interpolações foi então convertido para formato raster com resolução de 20 metros e em seguida para formato ASCII para ser utilizado no *software* de modelagem.

Ao todo foram geradas 16 camadas ambientais. Os compartimentos da bacia hidrográfica, as variáveis utilizadas, seu respectivo código e método de obtenção estão descritos na tabela 1.

Tabela 1. Variáveis obtidas em cada compartimento da bacia hidrográfica, código, unidade e método através do qual foram obtidas.

Compartimento	Variável	Código	Unidade	Método
Paisagem	Relevo	Elev	m	SIG
	NDVI	NDVI	-	SIG
Ambiente ripário	Declividade da margem	Decliv	°	Clinômetro
	Cobertura vegetal na margem	Cob_veg	%	Densitômetro esférico
	Abertura do dossel no canal	Ab_doss	%	Clinômetro
Canal	Radiação incidente na margem	Rad_marg	$\mu\text{mol. s}^{-1} \text{m}^{-2}$	Radiômetro subaquático
	Profundidade na margem	Prof_marg	m	Trena
	Profundidade a 4 m da margem	Prof_4m	m	Trena
	Nitrogênio	NT	mg. L <sup>-1</sup>	Laboratório
	Fósforo	PT	$\mu\text{g. L}^{-1}$	Laboratório
	Oxigênio dissolvido	OD	mg. L <sup>-1</sup>	Oxímetro digital
	Condutividade elétrica	Cond	$\mu\text{S. cm}^{-1}$	Sonda multiparamétrica
	pH	pH	-	Sonda multiparamétrica
	Salinidade	Sal	-	Sonda multiparamétrica
	Turbidez	Turb	NTU	Sonda multiparamétrica
	Temperatura	Temp	°C	Sonda multiparamétrica

## 2.6. Algoritmo de modelagem

Para a elaboração dos modelos de distribuição geográfica potencial das espécies utilizou-se o algoritmo MAXENT, implementado em software de mesmo nome (Phillips *et al.*, 2004; Phillips *et al.* 2006). MAXENT é um algoritmo de modelagem baseado na máxima entropia, ou seja, que busca encontrar a distribuição mais próxima da distribuição uniforme baseado nas restrições que as variáveis disponíveis relacionadas à observação de uma espécie e as condições ambientais de determinada área geográfica oferecem ao modelo. Como resultado da modelagem o MAXENT atribui para cada pixel um valor de adequabilidade ambiental para a espécie que varia de 0 a 1. O algoritmo MAXENT foi selecionado para as modelagens pelo fato de apresentar resultados muito robustos quando comparado a outros algoritmos de modelagem de distribuição potencial de espécies (Elith *et al.*, 2006). Para este trabalho foi utilizada a versão 3.3.2 do *software*.

Para a geração dos modelos, os dados foram particionados aleatoriamente em dados de treino e de teste. Utilizou-se 70% dos dados para elaboração dos modelos (dados de treino) e 30% dos dados para realizar um teste interno dos modelos gerados (dados de teste) de acordo com o proposto por Anderson *et al.*, (2003).

## 2.7. Limite de corte

Com o objetivo de auxiliar a interpretação e validação dos modelos gerados aplicou-se aos modelos um limite de corte para diferenciar áreas com adequabilidade ambiental para a ocorrência das espécies de áreas inadequadas (Pearson *et al.*, 2007). Existem diferentes métodos para se fazer a seleção de um limite de corte (Liu *et al.*, 2005), sendo que esta seleção depende do conjunto de dados disponíveis. Para esse trabalho utilizou-se o limite de corte T10, que corresponde a um limite fixo que aceita uma taxa de 10% de omissão, o que quer dizer que apenas 10% dos menores valores preditos são rejeitados (Pearson *et al.*, 2007).

## 2.8. Avaliação e validação dos modelos

A capacidade preditiva dos modelos foi avaliada utilizando-se conjuntos de testes independentes dos conjuntos de treinos. A medida de importância das variáveis foi calculada através da técnica de Jackknife e verificou-se o



quanto cada modelo apresentou desempenho estatisticamente diferente do acaso através de teste binomial (Anderson *et al.*, 2002; Phillips *et al.*, 2006) com *software* STATISTICA 7.

Adicionalmente os modelos foram validados no campo através de um teste externo. Para tal, em ambiente SIG para cada modelo gerou-se um mapa de distribuição potencial da espécie dividido em 4 classes de distribuição (zero, baixa, média, alta) através de *Natural Breaks*. Em seguida foram gerados 250 pontos aleatórios na rede hidrográfica da área de estudo. Cada ponto foi dividido em quadrantes. Esses pontos foram sobrepostos aos mapas de distribuição e em campo foi verificada a presença ou ausência das macrófitas aquáticas em cada quadrante dos pontos gerados em relação às classes de distribuição dos mapas. A partir disso os modelos foram validados estatisticamente baseados na matriz de confusão (Tab. 2).

Tabela 2. Matriz de confusão. Na matriz, *a* e *d* são previsões corretas; *b* é erro de sobreprevisão e *c* erro de omissão

	Presença modelo	Ausência modelo
Presença real	<i>a</i>	<i>b</i>
Ausência real	<i>c</i>	<i>d</i>

Foi calculada a acurácia, sensibilidade, especificidade, erro de sobreprevisão, omissão e taxa de erro para cada espécie. Adicionalmente, com o objetivo de se avaliar a performance de cada modelo também foram feitos testes de concordância através dos cálculos dos índices de Kappa, TSS (*True Skill Statistic*) e PABAK, sendo os dois últimos índices baseados no índice de Kappa com a diferença de serem considerados independentes de prevalência nas observações.

Além desses procedimentos, o desempenho de cada modelo também foi avaliado independentemente dos limites de corte através da área abaixo da curva (AUC) de cada modelo, referente às curvas características de operação (ROC – *Receiver Operating Characteristic*) de acordo com o descrito por Elith, (2002) e Phillips *et al.* (2006).

### **3. Resultados**

#### *3.1. Modelos*

Foi obtido um total de 105 pontos de presença de macrófitas aquáticas sendo 22 para *S. alterniflora*, 19 para *C. procerum*, 24 para *S. californicus* e 40 para *E. azurea*, através dos quais foram gerados os modelos de distribuição potencial de cada espécie com o MAXENT. Em seguida em ambiente SIG gerou-se para cada modelo o respectivo mapa de distribuição potencial de cada espécie. De maneira geral as quatro espécies de macrófitas tiveram sua distribuição predita principalmente para as partes baixa e intermediária da bacia hidrográfica (Fig 2).

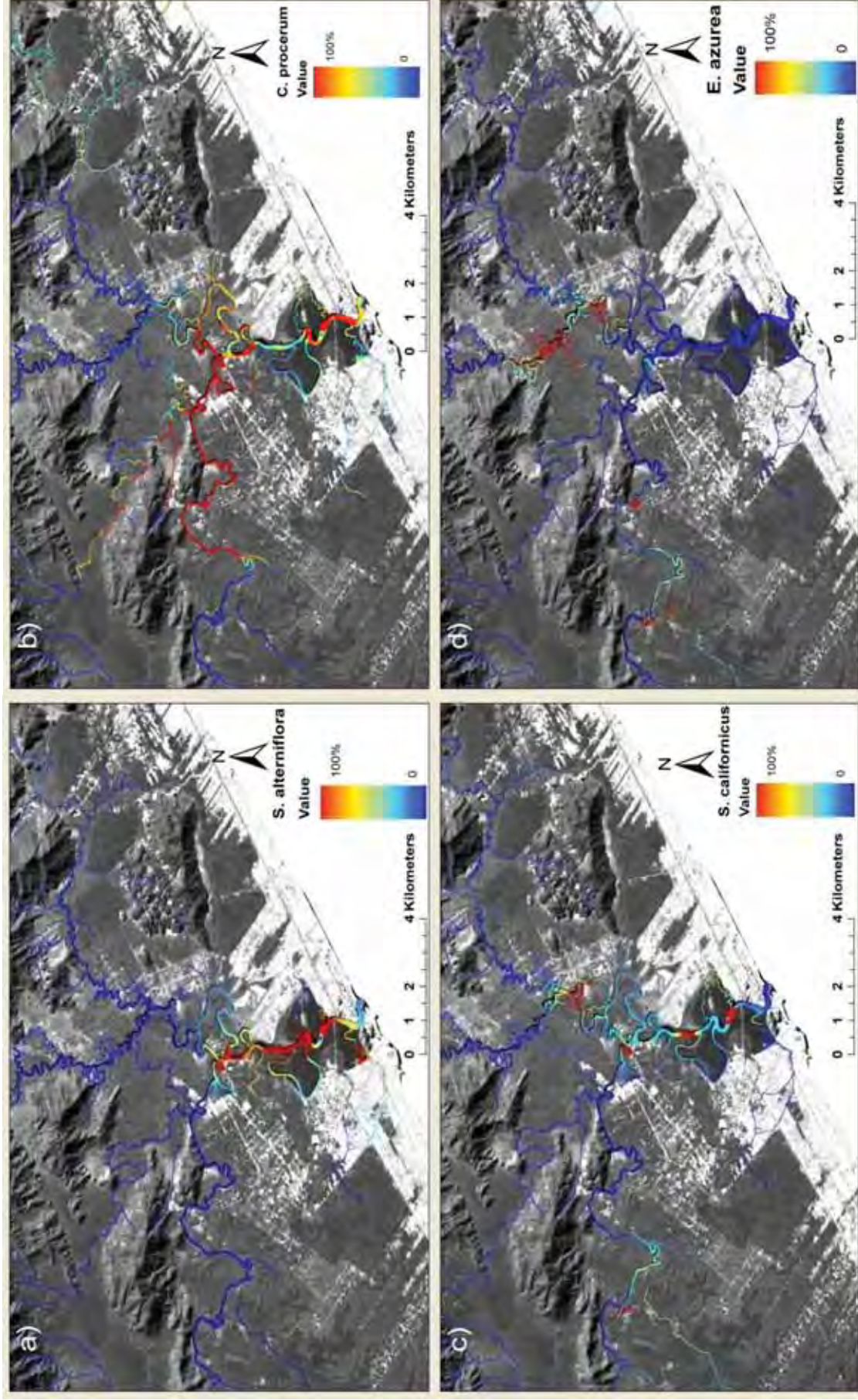


Figura 2. Mapa de distribuição potencial de a) *Spartina alterniflora*; b) *Crinum procerum*; c) *Scirpus californicus* e d) *Eichhornia azurea*. Áreas em tons de vermelho e amarelo indicam alta adequabilidade ambiental para ocorrência das espécies enquanto tons de azul indicam baixa ou nenhuma adequabilidade.

Em relação às variáveis utilizadas na geração dos modelos de distribuição potencial, verificou-se que cada espécie foi sensível a um conjunto particular de variáveis. No entanto, algumas variáveis como, por exemplo, a declividade das margens e a elevação do terreno são variáveis preditoras comuns a maioria das espécies (Fig. 3).

*Spartina alterniflora* teve sua distribuição potencial predita exclusivamente na parte baixa da planície costeira em áreas mais próximas do litoral. A distribuição potencial dessa espécie foi predita em função principalmente da declividade das margens e da salinidade, sendo que a área em que sua distribuição foi predita caracteriza-se por apresentar baixos valores de declividade, sendo as margens planas e pouco profundas e apresentando altos valores de salinidade em função da grande influência marinha em função da proximidade com a costa.

*Crinum procerum* teve sua distribuição potencial predita desde a porção inferior da planície costeira até o início da porção superior da planície, sendo que na porção intermediária a distribuição da espécie foi predita principalmente na região do rio Preto e de seus afluentes. Da mesma forma que para *S. alterniflora*, a declividade das margens foi uma variável importante na predição da distribuição potencial de *C. procerum*, que também se distribui em locais com margens planas. Além disso, o pH da água foi a variável que mais contribuiu para predizer a distribuição dessa espécie, sendo que a distribuição de *C. procerum* foi predita para áreas com valores de pH mais baixos que correspondem às características do rio Preto e de seus afluentes.

*Scirpus californicus* apresentou uma distribuição em manchas ao longo dos rios, tendo sua distribuição potencial predita tanto na porção inferior da planície costeira assim como em algumas manchas em rios na porção intermediária da planície, em especial no rio Branco. A distribuição potencial de *S. californicus* foi influenciada por um conjunto maior de variáveis, sendo predita em função principalmente da declividade das margens e da elevação do terreno. Além disso, variáveis como temperatura da água e Fósforo total na água também tiveram certa contribuição na predição da distribuição dessa espécie.

Das quatro espécies modeladas, *Eichhornia azurea* foi a única espécie que teve sua distribuição potencial predita exclusivamente na região intermediária da bacia. Sua distribuição foi predita em trechos do rio Preto e principalmente em trechos do rio Branco e alguns de seus afluentes. A elevação do terreno e a turbidez da água foram as variáveis que mais contribuíram para a predição da distribuição potencial da espécie.

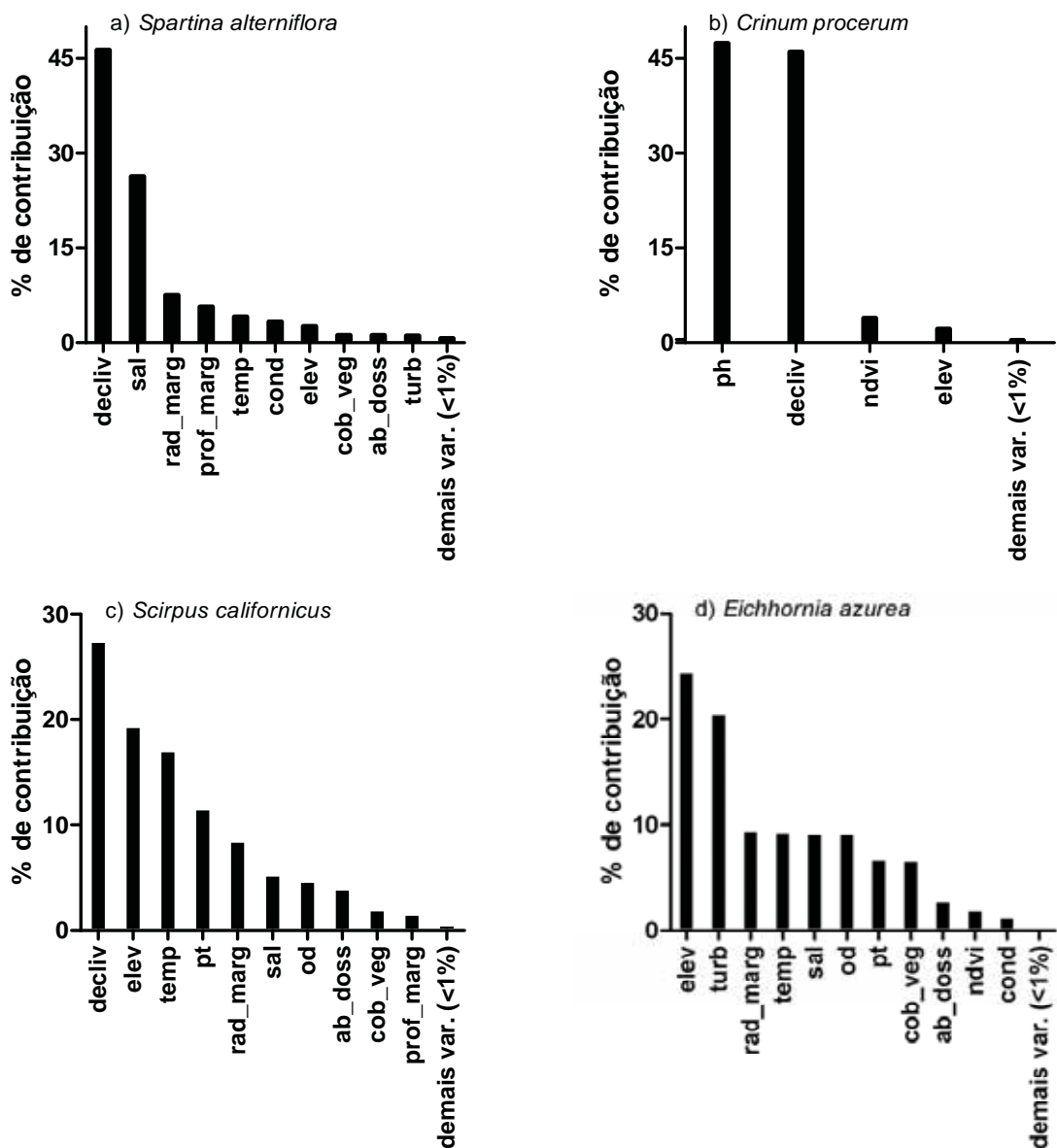


Figura 3. Gráficos referentes à porcentagem de contribuição das variáveis para a geração dos modelos no MAXENT para a) *Spartina alterniflora*; b) *Crinum procerum*; c) *Scirpus californicus* e d) *Eichhornia azurea*. Variáveis que somadas apresentaram menos de 1% de contribuição foram agrupadas no mesmo campo.

### 3.2. Validação dos modelos

Avaliando-se os modelos gerados independentemente do limite de corte através da AUC, foi possível verificar que os modelos apresentaram um ótimo desempenho. A AUC para *S. alterniflora* foi de  $0,951 \pm 0,044$ ; para *C. procerum* foi de  $0,986 \pm 0,008$ ; para *S. californicus*  $0,913 \pm 0,05$  e para *E. azurea*  $0,998 \pm 0,001$ .

Da mesma forma, em relação aos protocolos de validação dependentes de um limite de corte verificou-se através dos testes binomiais (tabela 3) que os modelos para as quatro espécies de macrófitas aquáticas apresentaram desempenho muito bom, sendo estatisticamente altamente diferente do acaso ( $P < 0,0001$ ).

*C. procerum* e *S. californicus* foram as espécies que tiveram as maiores áreas de distribuição predita, no entanto também foram as espécies que apresentaram maiores erros de omissão.

Tabela 3. Desempenho dos modelos de distribuição geográfica potencial gerado pelo MAXENT para as quatro espécies de macrófitas aquáticas, de acordo com o teste binomial.

Espécie	Fração de área predita	Erro de omissão	Valor do teste binomial
<i>S. alterniflora</i>	0,023	0	$P < 0,0001$
<i>C. procerum</i>	0,123	0,38	$P < 0,0001$
<i>S. californicus</i>	0,117	0,40	$P < 0,0001$
<i>E. azurea</i>	0,042	0,04	$P < 0,0001$

A qualidade dos modelos também foi observada em campo, através da checagem dos pontos gerados para o teste externo e confirmada em seguida através do cálculo dos índices baseados na matriz de confusão. Os modelos para *S. alterniflora* e *E. azurea* foram os mais precisos apresentando grande acurácia e sensibilidade (Tabela 4).

O modelo de *S. californicus* apresentou os maiores erros de sobreprevisão e omissão, no entanto o modelo que teve a maior taxa de erro foi o modelo de *C. procerum* (0,139).

Tabela 4. Resultado dos índices calculados para as quatro espécies de macrófitas aquáticas, calculados a partir da matriz de confusão.

Espécie	<i>S. alterniflora</i>	<i>C. procerum</i>	<i>S. californicus</i>	<i>E. azurea</i>
Acurácia	0,98	0,86	0,87	0,97
Sensibilidade	1	0,61	0,59	0,95
Especificidade	0,97	0,96	0,89	0,97
Sobrepresiação	0,021	0,031	0,1	0,024
Omissão	0	0,38	0,40	0,04
Taxa de erro	0,017	0,139	0,130	0,026
Kappa	0,93	0,64	0,40	0,86
TSS	0,97	0,57	0,48	0,92
PABAK	0,96	0,72	0,74	0,94

Avaliando-se os modelos gerados através dos testes de concordância, de acordo com o índice Kappa o modelo de *S. alterniflora* apresentou o melhor resultado (0,93) enquanto o modelo para *S. californicus* apresentou a menor concordância (0,40), considerado “moderado” de acordo com o proposto por Landis e Koch (1977). No entanto, ao se avaliar também os índices TSS e PABAK, considerados independentes do efeito de prevalência verifica-se uma mudança mais acentuada nos valores desses índices nos modelos de *C. procerum* e *S. californicus* em relação ao índice Kappa.

De maneira geral, o modelo de distribuição geográfica potencial mais preciso gerado pelo MAXENT foi o modelo para *S. alterniflora*, seguido do modelo de distribuição de *E. azurea*. Esses modelos apresentaram altos valores de acurácia, sensibilidade e especificidade e os menores erros.

#### 4 Discussão

Verificou-se que o algoritmo MAXENT (Phillips *et al.*, 2006) foi capaz de gerar com sucesso modelos de distribuição potencial de macrófitas aquáticas. Através dos mapas de adequabilidade ambiental elaborados a partir dos modelos observou-se nesse estudo que as macrófitas aquáticas distribuem-se na bacia principalmente em função de três variáveis: salinidade, declividade das margens e elevação.

Os resultados desse estudo levantam duas importantes questões referentes aos estudos de ecologia de ecossistemas aquáticos:

Primeiramente, apesar da modelagem de distribuição potencial de espécies apresentar ampla aplicação em diversas áreas, como em estratégias

de conservação, planejamento e manejo de espécies (Scott et al., 2002; Welk et al., 2002; Phillips et al., 2006) é notável a escassez de estudos de distribuição espacial de comunidades vegetais aquáticas utilizando algoritmos de modelagem de distribuição de espécies. Para a comunidade de plantas aquáticas, além desse estudo, verificou-se na literatura somente o estudo de Mukherjee et al. (2011) em que os autores utilizaram o algoritmo MAXENT para elaborar um modelo de distribuição geográfica potencial de *Hygrophila polysperma*, sendo que os autores também destacaram a capacidade do algoritmo em gerar resultados de boa qualidade.

Uma diferença do nosso estudo em relação ao de Mukherjee et al. (2011) e grande parte dos estudos de modelagem de distribuição de espécies consistiu nas camadas ambientais utilizadas na geração dos modelos. Nesse estudo as camadas ambientais utilizadas foram elaboradas a partir de dados coletados na própria área de estudo e compreenderam desde características limnológicas até características do ambiente ripário e da paisagem. Comumente em modelagens de distribuição de espécies são utilizadas como variáveis ambientais as camadas bioclimáticas (Pearson et al., 2007; Williams et al., 2009). Tais camadas são baseadas em valores anuais de temperatura e precipitação e estão disponíveis em <http://www.worldclim.org> (para maiores informações consultar Hijmans et al., 2005).

Outra diferença significativa desse estudo para grande parte dos trabalhos disponíveis é a resolução das camadas ambientais. Nesse estudo a resolução espacial das camadas utilizadas foi de 20 metros ao passo que a resolução espacial das camadas bioclimáticas mencionadas é de 1 km. Têm-se aí uma questão de escalas, uma vez que se deve levar em consideração a resolução espacial em que os dados referentes às espécies foram coletados e a resolução espacial das camadas ambientais disponíveis (Guisan & Thuiller, 2005). Para determinadas áreas a utilização de camadas com menor resolução espacial torna-se inviável, como é o caso desse trabalho, já que grande parte dos rios na maioria das vezes apesar de extensos possuem apenas alguns metros de largura.

Em segundo lugar, verificou-se que a distribuição espacial de organismos aquáticos não está relacionada somente às variáveis limnológicas.



Esse trabalho mostrou que variáveis da paisagem e do ambiente ripário como elevação e declividade das margens são importantes variáveis preditoras da distribuição espacial de macrófitas aquáticas e que, portanto a questão da ecologia de ecossistemas e de organismos aquáticos deve ser analisada num contexto espacial mais amplo. Esses resultados corroboram o proposto por Barendregt & Bio (2003), em que os autores sugerem que seja feita uma abordagem em diferentes escalas espaciais para se determinar as variáveis preditoras de comunidades de macrófitas aquáticas em ambientes lóticos.

Nesse estudo, variáveis da paisagem e do ambiente ripário contribuíram em mais de 40 % para a geração dos modelos de distribuição potencial de algumas espécies, fato que ilustra a influência dessas variáveis na distribuição das macrófitas aquáticas. Da mesma forma, Cheruvellil & Soranno (2008) em seu estudo verificaram que através de uma combinação de variáveis do ambiente aquático e da paisagem foi possível explicar 29 – 55% da variação na cobertura de macrófitas em um lago temperado. Essa relação entre variáveis da paisagem e a comunidade de macrófitas aquáticas também foi verificada por Ot'ahel'ová *et al.* (2007) que avaliaram o impacto das variáveis ambientais nos padrões de distribuição de plantas aquáticas ao longo de um rio temperado e verificaram que o uso e ocupação do solo na zona ripária e as características físicas do ambiente ripário são as variáveis mais importantes na composição de macrófitas aquáticas.

O conhecimento dos fatores que influenciam a distribuição espacial de espécies é um elemento de grande importância em estudos ecológicos, estratégias de conservação e manejo de espécies. O presente estudo demonstrou que através da utilização do algoritmo MAXENT e de camadas ambientais locais foi possível gerar modelos de distribuição potencial de comunidades de macrófitas aquáticas de excelente qualidade. Além disso, juntamente com o estudo de Mukherjee *et al.* (2011) esse trabalho contribui para divulgar a possibilidade de utilização desse algoritmo na modelagem de distribuição de comunidades vegetais aquáticas, comunidades em que esse tipo de abordagem ainda é pouco utilizada.

## **5 Conclusão**

Com base no presente estudo concluiu-se que (1) o algoritmo MAXENT pode gerar modelos de distribuição geográfica potencial de grande qualidade e precisão quando aplicado a comunidades vegetais aquáticas em bacias hidrográficas utilizando-se camadas ambientais locais; (2) a distribuição espacial da comunidade de macrófitas aquáticas não está relacionada somente às características limnológicas dos ambientes em que ocorrem. As características da paisagem e da zona ripária exercem grande influência na distribuição desses vegetais e devem ser levados em consideração em pesquisas relacionadas à comunidade de vegetais aquáticos.

## **6 Referências bibliográficas**

- Anderson R.P, Lew D, Peterson A.T. 2003. Evaluating predictive models of species distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162: 211-232.
- Anderson, R.P., Gonzalez Jr, I. 2011. Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: An implementation with Maxent. *Ecological Modelling*, 222: 2796– 2811.
- Anderson, R.P., Peterson, A.T., Gómez-Laverde, M., 2002. Using niche-based GIS modelling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South American pocket mice. *Oikos* 98: 3–16.
- Bajat, B., Hengl, T., Kilibarda, M., Krunic, N. 2011. Mapping population change index in Southern Serbia (1961–2027) as a function of environmental factors. *Computers, Environment and Urban Systems*, 35: 35–44.
- Barendregt, A. & Bio, A. M. F. 2003. Relevant variables to predict macrophytes communities in running waters. *Ecological Modelling*, 160: 205 – 217.
- Brito, J.C., Acosta, A.L., Álvares, F., Cuzin, F. 2009. Biogeography and conservation of taxa from remote regions: An application of ecological-niche based models and GIS to North-African Canids. *Biological Conservation* 142: 3020–3029.
- Brito, J.C., Fahd, S., Geniez, P., Martínez-Freiría, F., Pleguezuelos, J.M., Trape, J.F. 2011. Biogeography and conservation of viperids from North-West Africa: An application of ecological niche-based models and GIS. *Journal of Arid Environments*, 75: 1029 – 1037.
- Camargo, A.F.M., Pereira, L.A., Preira, A.M.M. 2003. Ecologia da Bacia Hidrográfica do rio Itanhaém. In Schiavetti, A. & Camargo, A.F.M. Ed.

Conceitos de Bacias Hidrográficas: Teoria e Aplicações. Ilhéus: Editus, p. 239-256.

Camargo, A.F.M., Pezzato, M.M., Henry-Silva, G.G. 2003. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In Thomaz, S.M. and Bini, L.M., ed. *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Maringá: Eduem. p. 59-83.

Cancian, L.F., Camargo, A.F.M., Ferraz, S.F.B. 2012. Proposta de protocolo para elaboração de banco de dados para rios e bacias hidrográficas utilizando Sistemas de Informação Geográfica. In: Alexandre Marco da Silva; Griselda Galindo; José Luis Fernández Turiel. (Org.). *Aguas, Suelos Y Vegetación em Cuencas Iberoamericanas*. 1 ed. Salamanca, Espanha: Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental, v. , p. 55-70.

Cheruvellil, K.S., Soranno, P.A. 2008. Relationships between lake macrophyte cover and lake and landscape features. *Aquatic Botany*, 88: 219–227.

Costa, C.S.B., Marangoni, J.C., Azevedo, A.M.G., 2003. Plant zonation in an irregular flooded salt marshes: relative importance of stress tolerance and biological interactions. *J. Ecol.* 91: 951–965.

Côté, I.M., Reynolds, J.D. (2002) Predictive ecology to the rescue? *Science*, 298 (5596), 1181–1182.

Crain, C.M., Silliman, B.R., Bertness, S.L., Bertness, M.D., 2004. Physical and biotic drivers of plant distribution across estuarine salinity gradients. *Ecology*, 85: 2539–2549.

Elith, J., 2002. Quantitative methods for modeling species habitat: comparative performance and an application to Australian plants. In: Ferson, S., Burgman, M. (Eds.), *Quantitative Methods for Conservation Biology*. Springer-Verlag, New York, 39–58.

Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudyk, M., Freer, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., McOverton, J., Peterson, A.T., Phillips, S., Wisz, M.S., Zimmermann, N.E., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.

Feria, A.T.P., Peterson, T.A. 2002. Prediction of bird community composition based on point-occurrence data and inferential algorithms: a valuable tool in biodiversity assessments. *Diversity and Distributions*, 8: 49–56.

Ficetola, G.F., Maiorano, L., Falcucci, A., Dendoncker, N., Boitani, L., Padoa-Schioppa, E., Miaud, C., Thuiller, W., 2010. Knowing the past to predict the future: landuse change and the distribution of invasive Bullfrogs. *Global Change Biology* 16: 528–537.

- 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.
- Fouquet, A., Ficetola, G.F., Haigh, A., Gemmill, N. 2010. Using ecological niche modelling to infer past, present and future environmental suitability for *Leiopelma hochstetteri*, an endangered New Zealand native frog. *Biological Conservation*, 143: 1375–1384.
- Fukuda, S., De Baets, B., Mouton, A.M., Waegeman, W., Nakajima, J., Mukai, T., Hiramatsu, K., Onikura, N. 2011. Effect of model formulation on the optimization of a genetic Takagi–Sugeno fuzzy system for fish habitat suitability evaluation. *Ecological Modelling*, 222(8): 1401-1413.
- Gopal, B. 1990. Aquatic weeds problems and management in Asia. In: Pieterse, A. H.; Murphy, K. J. (Ed.) *Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford: Oxford University Press. Cap 16, p. 318-340.
- Guisan, A., Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8: 993–1009.
- Guisan, A., Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147–186.
- Heiser, C.B., Jr. 1978. The totora (*Scirpus californicus*) in Ecuador and Peru. *Econ. Bot.* 32:222–236.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25: 1965-1978.
- Huang, H., Zhang, L. 2007. A study of the population dynamics of *Spartina alterniflora* at Jiuduansha shoals, Shanghai, China. *Ecological Engineering*, 29: 164–172.
- Hynes, H.B.N. 1975. The Stream and its valley: *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 19: 1–15.
- Jones, M.C., Dye, S.R., Pinnegar, J.K Warren, R., Cheung, W.W.L. 2012. Modelling commercial fish distributions: Prediction and assessment using different approaches. *Ecological Modelling*, 225: 133-145.
- Landis, J.R., Koch, G.G. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33: 159-174.

- Lemke, D., Hulme, P.E., Brown, J.A., Tadesse, W. 2011. Distribution modelling of Japanese honeysuckle (*Lonicera japonica*) invasion in the Cumberland Plateau and Mountain Region, USA. *Forest Ecology and Management*, 262: 139–149.
- Leopold, L.B., Wolman, M.G. & Miller, J.P. 1964. *Fluvial processes in geomorphology*. San Francisco, W.H. Freeman, 522 p.
- Liu, A.Y., Schisterman, E.F., Wu, C.Q., 2005. Nonparametric estimation and hypothesis testing on the partial area under receiver operating characteristic curves. *Communications in Statistics Theory and Methods*, 34(9–10): 2077–2088.
- May, S.E., Medley, K.A., Johnson, S.A., Hoffman, E.A. 2011. Combining genetic structure and ecological niche modeling to establish units of conservation: A case study of an imperiled salamander. *Biological Conservation*, 144(5): 1441-1450.
- Mukherjee, A., Christman, M.V., Overholt, W.A., Cuda, J.P. 2011. Prioritizing areas in the native range of *hygrophila* for surveys to collect biological control agents. *Biological Control*, 56: 254–262.
- Navarra, C. T. 1988. Fácies hidroquímicas dos rios da Planície Costeira Sul Paulista. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2: 931 – 942.
- Ot'ahel'ova, H., Valachovic, M., Hrivnak, R., 2007. The impact of environmental factors on the distribution pattern of aquatic plants along the Danube River corridor (Slovakia). *Limnologica*, 37: 290–302.
- Paul H. Evangelista, P.H., Kumar, S., Stohlgren, T.J., Young, N.E. 2011. Assessing forest vulnerability and the potential distribution of pine beetles under current and future climate scenarios in the Interior West of the US. *Forest Ecology and Management* 262: 307–316.
- Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M., & Peterson, A. T. (2007). Predicting species distribution from small occurrence records: A test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34: 102–117.
- Peterson, A.T., Shaw, J., 2003. *Lutzomyia* vectors for cutaneous leishmaniasis in southern Brazil: ecological niche models, predicted geographic distribution, and climate change effects. *Int. J. Parasitol.* 33, 919–931.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231–259.
- Phillips, S.J., Dudik, M., Schapire, R.E., 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: *Proceedings of the Twenty-first International Conference on Machine Learning*, Banff, Canada. ACM Press, New York, p. 472–486.

- Ponce, R.A., Agueda, B., Agreda, T., Modrego, M.P., Aldea, J., Fernandez-Toirian, L.M., Martinez-Pena, F. 2011. Rockroses and *Boletus edulis* ectomycorrhizal association: realized niche and climatic suitability in Spain. *Fungal Ecology*, 4: 224-232.
- Ribeiro, J.P.N., Matsumoto, R.S., Takao, L.K., Peret, A.C., Lima, M.I.S. 2011. Spatial distribution of *Crinum americanum* L. in tropical blind estuary: Hydrologic, edaphic and biotic drivers. *Environmental and Experimental Botany*, 71: 287–291.
- Rose, H., Wall, R. 2011. Modelling the impact of climate change on spatial patterns of disease risk: Sheep blowfly strike by *Lucilia sericata* in Great Britain. *International Journal for Parasitology*, 41: 739–746.
- Samraat Pawar, S., Koo, M.S., Kelley, C., Firoz Ahmed, F., Chaudhuri, S., Sarkar, S. 2007. Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: Priorities for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, 136(3): 346-361.
- Santos, X., Brito, J.C., Sillero, N., Pleguezuelos, J.M., Llorente, G.A., Fahd, S., Parellada, X., 2006. Inferring habitat-suitability areas with ecological modelling techniques and GIS: a contribution to assess the conservation status of *Vipera latastei*. *Biological Conservation*, 130: 416-425.
- Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A., Samson, F.B. (Eds.), 2002. *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Island Press, Washington, DC.
- Silvestri, S., Defina, A., Marani, M., 2005. Tidal regime, salinity and salt marsh plant zonation. *Estuarine, Coastal Shelf Sci.* 62: 119–130.
- Stachura-Skierczynska, K., Tumiel, T., Skierczynski, M. 2009. Habitat prediction model for three-toed woodpecker and its implications for the conservation of biologically valuable forests. *Forest Ecology and Management*, 258: 697–703.
- Thomaz, S. M., Bini, L. M. 1998. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10(1): 103-116.
- Trethowan, P.D., Robertson, M.P., McConnachie, A.J. 2011. Ecological niche modelling of an invasive alien plant and its potential biological control agents. *South African Journal of Botany*, 77: 137–146.
- Trisurat, Y., Shrestha, R.P., Kjølgren, R. 2011. Plant species vulnerability to climate change in Peninsular Thailand. *Applied Geography*, 31: 1106-1114.

- Welk, E., Schubert, K., Hoffmann, M.H., 2002. Present and potential distribution of invasive mustard (*Alliara petiolata*) in North America. *Divers. Distributions*, 8: 219–233.
- Williams, J.N., Seo, C.W., Thorne, J., Nelson, J.K., Erwin, S., O'Brien, J.M., Schwartz, M.W., 2009. Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distributions*, 15: 565–576.
- Yost, A.C., Petersen, S.L., Gregg, M., Miller, R. 2008. Predictive modeling and mapping sage grouse (*Centrocercus urophasianus*) nesting habitat using Maximum Entropy and a long-term dataset from Southern Oregon. *Ecological Informatics*, 3: 375 – 386.

# 4

## INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE COMUNIDADES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM BACIAS COSTEIRAS.

### Resumo

A distribuição espacial de comunidades vegetais nos ecossistemas aquáticos está relacionada a diversos fatores. Nesse contexto o objetivo desse trabalho foi investigar a hipótese de que além das variáveis limnológicas, as variáveis da paisagem e do ambiente ripário também estão relacionadas com a distribuição da comunidade de macrófitas aquáticas nos ambientes lóticos e verificar como as variáveis ambientais influenciam a presença dessa comunidade na bacia hidrográfica. Através da utilização de Modelos Lineares Generalizados verificou-se a influência das variáveis ambientais na distribuição espacial de macrófitas aquáticas. Na porção inferior da bacia, mais perto do costa, a distribuição das espécies é fortemente limitada pela salinidade da água. Na medida em que se afasta da costa a distribuição das macrófitas aquáticas passa a ser limitada por outros fatores como declividade das margens, profundidade do canal e cobertura vegetal. Para cada espécie de macrófita em particular, um conjunto de atributos das margens assim como determinadas características limnológicas influenciam a ocorrência dessas comunidades vegetais ao longo da bacia. Verificou-se, portanto além da influência das variáveis limnológicas, a importância das variáveis da paisagem como preditoras da ocorrência da comunidade de macrófitas nos ambientes aquáticos. Verificou-se também a necessidade de se abordar a questão da distribuição espacial de organismos aquáticos em diferentes escalas espaciais e não somente em relação ao ambiente aquático em que esses organismos estão inseridos.

Palavras-chave: rios, paisagem, GLM, gradiente, bacia hidrográfica

### 1. Introdução

Compreender os mecanismos que determinam a distribuição espacial de organismos nas diferentes escalas espaciais tem sido um das principais questões em ecologia (Guisan & Zimmermann, 2000; Crain *et al.*, 2004). A distribuição espacial de comunidades vegetais nos ecossistemas aquáticos está relacionada a diversos fatores. Temperatura, disponibilidade de nutrientes, tipo de sedimento, velocidade de corrente e intensidade luminosa são exemplos de variáveis relacionadas à distribuição e o crescimento de macrófitas aquáticas (Madsen *et al.*, 2006; Lacoul & Freedman, 2006; Janauer *et al.*, 2010). No entanto, além das variáveis físicas e químicas da água a distribuição de macrófitas aquáticas também está relacionada à variáveis da



paisagem, sendo que a distribuição dessa comunidade vegetal deve ser abordada em uma escala espacial englobando características globais, regionais e locais da paisagem além das características do ambiente aquático (Cheruvilil & Soranno, 2008). Ainda assim, são poucos os trabalhos em que se abordou a questão da distribuição de macrófitas em função de outros fatores além das variáveis limnológicas, como por exemplo, o uso e ocupação do solo e outras variáveis da paisagem (Cheruvilil & Soranno, 2008), sendo que para ambientes lóticos a quantidade de trabalhos disponíveis é ainda mais reduzida.

De fato, rios e riachos não representam sistemas isolados, mas sim parte de uma paisagem com diversos componentes inter-relacionados (Mitsch & Gosselink, 2000). Determinados ambientes lóticos muitas vezes apresentam um gradiente desde as suas nascentes até a foz. De maneira geral as áreas próximas das nascentes são caracterizadas por terrenos mais elevados, áreas mais declivosas e os corpos d'água são mais estreitos e têm maior velocidade de corrente e áreas de erosão, além de outras características. Em regiões mais próximas à jusante as características vão se modificando. Os corpos d'água se tornam mais largos e estão sujeitos à pulsos de inundação e regimes de maré. Em função dessas características, ocorre uma maior concentração de nutrientes nessas regiões, além de mudanças nas características físicas e químicas da água decorrentes também do uso e ocupação do solo nessas áreas mais planas (Barendregt & Bio, 2003). A variação nas características dos ambientes aquáticos em função desse gradiente pode influenciar a distribuição da comunidade de macrófitas aquáticas nesses ecossistemas (Trites & Bailey, 2009; Ribeiro *et al.*, 2011).

Compreender, portanto a distribuição espacial dos vegetais aquáticos e os mecanismos que influenciam essa distribuição é uma questão chave para a ecologia dessas comunidades.

Uma das formas de se compreender a relação entre a distribuição espacial de espécies e as diversas variáveis ambientais é através da elaboração de modelos de distribuição de espécies (Guisan & Zimmermann, 2000; Phillips *et al.*, 2006; Thuiller *et al.*, 2009). A utilização desse tipo de modelagem tem sido cada vez mais freqüente principalmente a partir da última década (Thuiller *et al.*, 2009) e atualmente existem diversas técnicas e

algoritmos de modelagem de distribuição de espécies (Segurado & Araújo, 2004).

Nesse contexto, o objetivo desse estudo foi (1) investigar a hipótese de que em ambientes lóticos as variáveis da paisagem e do ambiente ripário estão relacionadas à distribuição da comunidade de macrófitas, além das variáveis limológicas e (2) verificar como as variáveis ambientais influenciam a presença dessa comunidade na bacia hidrográfica.

## **2. Metodologia**

### *2.1. Área de estudo*

A bacia hidrográfica do rio Itanhaém (Fig. 1) está localizada no litoral sul do estado de São Paulo. O clima da região é classificado segundo o sistema de Köppen como cfa, subtropical úmido com verão quente e inverno brando, sem meses secos. Boa parte da área da bacia encontra-se em uma planície costeira que se estende por cerca de 16 km desde a costa até a escarpa da serra do mar. Nessa região a bacia é caracterizada por um relevo predominantemente plano desde a costa até regiões próximas à serra do mar, áreas em que a elevação do terreno aumenta, sendo que o desnível em relação ao nível do mar é de cerca de 20 metros nessas áreas. Para facilitar a análise dos resultados desse estudo dividiu-se a área da planície em três partes; inferior, intermediária e superior. A porção inferior estende-se por cerca de 5 km desde a linha de costa e é caracterizada principalmente pela grande influência marinha, apresentando grande mistura de água salgada e doce, sendo possível observar um gradiente de salinidade desde a costa e grande influência do regime de marés. A porção intermediária se estende dos 5 km até cerca de 10 km de distância em relação à costa. É caracterizada pelo predomínio de água doce nos corpos d'água apresentando pouca ou nenhuma influência de salinidade, mas está sujeita ao regime de marés uma vez que as marés influenciam o nível de água nessas áreas e a velocidade de corrente. Já a parte superior é caracterizada pelo predomínio exclusivo de água doce nos corpos d'água e maior velocidade corrente, em função da maior declividade do terreno e rios com margens mais declivosas correndo mais escavados nos vales. De maneira geral a planície costeira apresenta-se em bom estado de

conservação. Há um gradiente de ocupação do solo com áreas densamente povoadas e alteradas próximo à linha de costa e áreas menos alteradas na porção próxima à serra do mar. As porções inferior e intermediária apresentam rios meandricos em função do relevo plano e predomina a vegetação de manguezais e de restinga sendo que a restinga na porção intermediária apresenta-se mais adensada e com vegetação de maior porte. Já na porção superior predomina a mata atlântica, com vegetação de grande porte e muito densa (Ponçano et al., 1981).

Em relação a rede hidrográfica, a bacia possui 1152 canais que totalizam aproximadamente 1400 km de extensão (Camargo *et. al*, 2002). Entre os rios mais representativos destacam-se os rios Itanhaém, Preto e Branco.

O rio Itanhaém apresenta características estuarinas e é formado pela confluência dos rios Preto e Branco. O rio Preto percorre a maior parte de sua extensão na planície costeira e apresenta água de cor escura decorrente da presença de substâncias húmicas (Camargo *et al.*, 2002) sendo considerado um exemplo de rio de Baixada (Navarra, 1988). O rio Branco percorre grande parte de sua extensão na porção superior e posteriormente a porção intermediária da Planície Costeira. Apresenta águas barrentas e é classificado de acordo com Navarra (1988) como rio de Planalto (Camargo *et. al*, 2002).

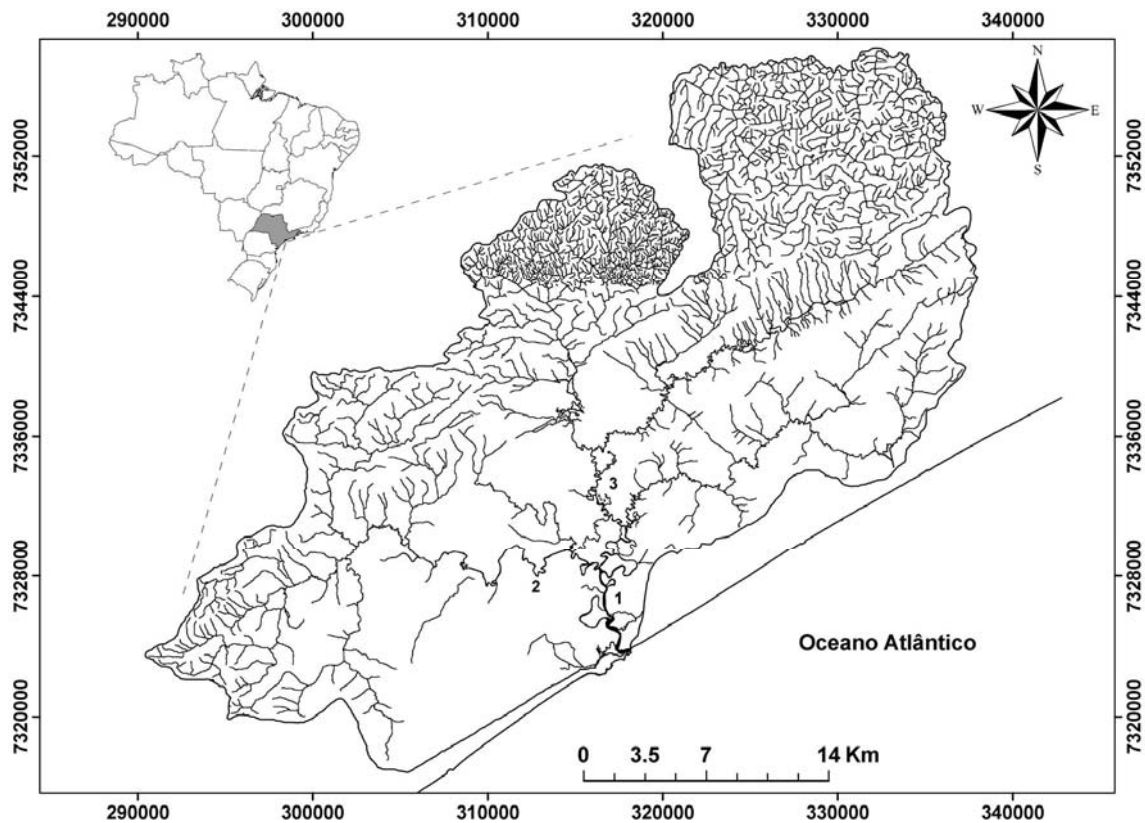


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do rio Itanhaém no litoral sul do Estado de São Paulo. Destaque para os rios (1) Itanhaém; (2) Preto e (3) Branco. Coordenadas em UTM.

## 2.2. Espécies estudadas

Nesse estudo foi avaliada a ocorrência de quatro espécies de macrófitas aquáticas e sua relação com as variáveis físicas e químicas da água e da paisagem. As espécies selecionadas foram *Spartina alterniflora*, *Crinum procerum* e *Scirpus californicus*, de hábito emergente e *Eichhornia azurea*, espécie enraizada flutuante. A forma de vida de *E. azurea* difere das demais pelo fato da planta ser enraizada no sedimento, mas também apresentar nos seus longos caules flutuantes raízes bem desenvolvidas em seus nós (Agostinho *et al.*, 2007), o que lhe permite retirar nutrientes tanto do sedimento quanto diretamente da água. Essas espécies apresentam ampla distribuição geográfica (Heiser, 1977; Huang & Zhang, 2007; Ribeiro *et al.*, 2011) e foram selecionadas para esse estudo por se distribuírem em grandes áreas da bacia hidrográfica do rio Itanhaém (Camargo *et al.*, 1996) e apresentarem fácil identificação taxonômica.

### 2.3. Coleta de dados

Os dados foram coletados nos rios Itanhaém, Preto e Branco pelo fato de serem os principais rios da bacia e conseqüentemente mais representativos da área de estudo. Em cada rio foram estabelecidas três Unidades Amostrais (UA) de acordo com o desenho amostral e os procedimentos de coleta de dados propostos por Fitzpatrick *et al.* (1998) e adaptados por Cancian *et al.* (2012). A UA corresponde a um trecho de rio com comprimento determinado que representa as condições do rio naquela região (Fitzpatrick *et al.*, 1998). Foram estabelecidas três UAs com comprimento de 500 m sendo cada UA dividida em 11 transectos distantes 50 m entre si. O comprimento da UA, o número de transectos e o número de pontos de coleta em cada transecto foi baseado nas metodologias propostas Fitzpatrick *et al.* (1998) e Leopold *et al.* (1964). Em cada transecto das UAs foram estabelecidos 5 pontos de coleta: um ponto em cada uma das margens para verificar a presença ou ausência de cada espécie de macrófita aquática, medidas de declividade da margem, cobertura vegetal, radiação incidente e medidas de profundidade nas margens; um ponto no centro do canal para medição da profundidade e medidas de abertura do dossel no canal; e um ponto no canal distante 4 m de cada uma das margens para medidas de profundidade.

A determinação das variáveis físicas e químicas da água foi feita nas extremidades e no centro de cada UA. Nesses pontos foram também coletadas amostras de água para a determinação das formas de nitrogênio e fósforo na água.

A partir de imagens de satélite e cartas topográficas da área de estudo foram também geradas através do software ArcGIS 9.x as variáveis referentes à elevação do terreno e o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*). O compartimento da bacia hidrográfica em que cada variável foi obtida, as variáveis, seu código, unidade e método de obtenção estão ilustrados na Tabela 1.

Tabela 1. Variáveis obtidas em cada compartimento da bacia hidrográfica, código, unidade e método através do qual foram obtidas.

Compartimento	Variável	Código	Unidade	Método
Paisagem	Relevo	Elev	m	SIG
	NDVI	NDVI	-	SIG
Ambiente ripário	Declividade da margem	Decliv	°	Clinômetro
	Cobertura vegetal na margem	Cob_veg	%	Densitômetro esférico
	Abertura do dossel no canal	Ab_doss	%	Clinômetro
Canal	Radiação incidente na margem	Rad_marg	$\mu\text{mol. s}^{-1} \text{m}^{-2}$	Radiômetro subaquático
	Profundidade na margem	Prof_marg	m	Trena
	Profundidade a 4 m da margem	Prof_4m	m	Trena
	Nitrogênio	NT	mg. L <sup>-1</sup>	Laboratório
	Fósforo	PT	$\mu\text{g. L}^{-1}$	Laboratório
	Oxigênio dissolvido	OD	mg. L <sup>-1</sup>	Oxímetro digital
	Condutividade elétrica	Cond	$\mu\text{S. cm}^{-1}$	Sonda multiparamétrica
	pH	pH	-	Sonda multiparamétrica
	Salinidade	Sal	-	Sonda multiparamétrica
	Turbidez	Turb	NTU	Sonda multiparamétrica
	Temperatura	Temp	°C	Sonda multiparamétrica

## 2.4. Análise dos dados

Aos dados obtidos em cada UA aplicou-se o teste de Shapiro-Wilk a fim de se verificar a distribuição dos dados em relação à normalidade. Uma vez que os dados não apresentaram distribuição normal efetuou-se a transformação logarítmica dos dados com o objetivo de se homogeneizar as variâncias. Em seguida, o grau de associação entre as variáveis foi verificado através da matriz de correlação de Spearman com nível de significância de 5%. Aceitou-se  $r > 0,8$  como indicativo de forte correlação entre as variáveis, sendo que as variáveis com coeficiente de correlação além desse limite foram excluídas das análises de acordo com o proposto por Quinn & Keough (2002).

A relação entre a presença das espécies de macrófitas e as variáveis ambientais foi verificada através da construção de Modelos Lineares Generalizados de regressões múltiplas (GLM) através do procedimento *stepwise selection* (função *stepAIC*) de acordo com o proposto por Quinn & Keough (2002) com auxílio do *software* R 2.10.0 (R Development Core Team, 2010). A seleção dos melhores modelos baseou-se no Critério de Informação de Akaike (AIC) de acordo com Whittingham, *et al.* (2006). Os valores de AIC foram então corrigidos para amostras pequenas (AICc) e em seguida calculou-se o peso de Akaike ( $w_i$ ) para cada modelo (Burnham & Anderson, 2002).

O modelo com maior peso ( $w_i$ ) e menor AICc foi considerado o modelo com maior poder de explicação dentre o conjunto de modelos candidatos de acordo com Burnham & Anderson (2002) e Johnson & Omland (2004).

## 3. Resultados

### 3.1. Ocorrência das espécies

Para as espécies estudadas nesse trabalho foram registrados 105 pontos de ocorrência de macrófitas aquáticas nas UAs, sendo 22 para *S. alterniflora*, 19 para *C. procerum*, 24 para *S. californicus* e 40 para *E. azurea*. Observou-se que essas espécies ocorrem principalmente na porção mais baixa da bacia e na porção intermediária. *S. alterniflora* foi a espécie com o maior número de ocorrência na região estuarina, sendo a espécie dominante ao longo de todo o rio Itanhaém e encontrada em algumas áreas na foz do rio Preto. *C. procerum* ocorreu tanto nas regiões próximas do litoral, como na

porção intermediária da bacia, sendo registrada principalmente no rio Preto. Essa espécie foi também registrada no rio Itanhaém e em alguns trechos do rio Branco. Assim como *C. procerum*, a espécie *S. californicus* também foi encontrada tanto em áreas mais próximas do litoral como nos rios da porção intermediária da bacia, sendo encontrada nos três rios amostrados.

Das quatro espécies estudadas, *E. azurea* foi a única espécie que foi registrada em ambientes exclusivamente de água doce. Levando-se em consideração os registros de ocorrência *E. azurea* foi a espécie predominante no rio Branco sendo também muito registrada no rio Preto em sua porção intermediária e nas áreas mais próximas da serra do mar.

### 3.2. Variáveis

Verificou-se através da análise de correlação de Spearman que das variáveis obtidas a grande maioria apresentou coeficiente de correlação significativo ao nível de 5% ( $r >$  valor de tabela) e de acordo com o proposto por Quinn & Keough (2002) foram excluídas as variáveis referentes ao oxigênio dissolvido na água ( $r = 0.9$ ) e condutividade elétrica ( $r = 0.89$ ).

### 3.3. Regressão GLM

Através das análises de regressão GLM (Tab. 2) verificou-se que para cada espécie estudada um conjunto particular de variáveis se mostrou importante para a presença desses vegetais ao longo dos rios da bacia. Além disso, verificou-se também que das variáveis utilizadas nesse estudo, algumas como declividade das margens, cobertura vegetal e radiação incidente nas margens são importantes preditores da ocorrência desses vegetais nos rios, estando presentes nos modelos de mais de uma espécie.

Para a espécie *S. alterniflora* verificou-se através do modelo de regressão que essa espécie é muito tolerante à ambientes salinos uma vez que sua ocorrência apresenta relação direta com a salinidade nos pontos de presença, sendo registrada em toda a porção inferior da bacia tanto nas regiões mais próximas da costa, em ambientes salobros, até no limite da porção inferior onde a mistura de água doce e salgada é mais acentuada. A temperatura foi outra variável que apresentou relação direta com a presença de



*S. alterniflora* indicando que essa planta se estabelece em locais com maior temperatura da água. As outras duas variáveis que foram importantes para a presença dessa espécie correspondem à radiação incidente na margem e Fósforo total dissolvido na água e tiveram relação inversa com a ocorrência da planta (Tab. 2).

Para *C. procerum* o pH foi uma das variáveis mais importantes na distribuição dessa espécie (Tab. 2). Baixos valores de pH se relacionaram com a presença da planta, o que indica que a espécie habita rios com águas mais ácidas. Baixos valores de declividade e profundidade da margem também se relacionaram com a presença da espécie, indicando que *C. procerum* se estabelece com mais facilidade em áreas mais planas e rasas. Além disso, valores mais elevados de profundidade a 4 metros da margem também contribuíram para explicar a presença da espécie o que mostra que *C. procerum* diferentemente de *S. alterniflora* e *S. californicus*, por exemplo, pode se estabelecer em regiões com certa profundidade, além das margens dos rios e bancos de sedimento. Uma relação positiva também foi verificada entre a ocorrência dessa espécie e o fósforo total dissolvido na água.

Tabela 2. Modelos de regressão GLM (logística) preditores da ocorrência de macrófitas aquáticas nos rios da bacia hidrográfica do rio Itanhaém, SP.

Var. expl.	Sinal	Valor de z	Pr(> z )
<i>S. alterniflora</i> ( $w_i = 0.36$ )			
Rad_marg	-	-2.278	0.023*
+Sal	+	2.465	0.014*
+PT	-	-1.502	0.133
+Temp	+	1.686	0.092.
<i>C. procerum</i> ( $w_i = 0.38$ )			
Decliv	-	-2.02	0.043*
+Prof_marg	-	-2.175	0.03*
+Prof_4m	+	2.223	0.026*
+PT	+	1.915	0.056.
+pH	-	-3.291	0.001***
<i>S. californicus</i> ( $w_i = 0.56$ )			
Ab_doss	+	1.569	0.117
+Cob_veg	+	1.637	0.102
+Rad_marg	+	2.924	0.003**
+Prof_4m	-	-2.096	0.036*

+NT	+	1.645	0.1.
+Temp	-	-2.435	0.015*
+Elev	-	-1.874	0.061.
+NDVI	+	2.654	0.008**
<hr/>			
<i>E. azurea</i> ( $w_i = 0.40$ )			
Decliv	+	2.583	0.01**
+Ab_doss	-	-2.232	0.026*
+Cob_veg	+	2.992	0.003**
+Rad_marg	-	-2.027	0.043*
+Temp	-	-1.944	0.052.
+Turb	+	2.203	0.028*

Nota: '+' : relação positiva; '-' : relação negativa.

.  $p < 0,1$ .

\*  $p < 0,05$ .

\*\*  $p < 0,01$ .

\*\*\*  $p < 0,001$ .

Em relação à *S. californicus*, as variáveis mais importantes para explicar a presença dessa espécie foram o NDVI e a radiação incidente na margem (Tab. 2), ambas relacionadas positivamente com a presença da espécie. Essa relação indica que a planta ocorre em ambientes com maior disponibilidade de luz nas margens, principalmente na porção intermediária da planície costeira, o que é verificado através da relação entre a presença da espécie e os valores mais elevados de NDVI. A relação da maior disponibilidade de luz e a presença da planta também pôde ser verificada com base na variável referente à abertura do dossel no canal onde os maiores valores indicam que a planta se estabelece preferencialmente em locais onde de maneira geral o trecho de rio é menos sombreado. A temperatura da água e a profundidade a 4 m da margem também foram importantes para explicar a presença de *S. californicus*, verificando-se através da relação negativa entre a presença da planta e as variáveis que *S. californicus* se distribui em locais com temperatura da água mais amena e mais planos. Além disso, em grau menor de importância, as variáveis referentes ao Nitrogênio total na água e elevação do terreno também contribuíram para explicar a presença da espécie nos rios.

Para *E. azurea* verifica-se que a declividade nas margens e a cobertura vegetal nas margens foram as variáveis mais importantes na distribuição da espécie apresentando relação direta com a ocorrência da planta. Através

dessas relações verifica-se que *E. azurea* ocorre nos rios em locais com maiores valores de declividade e de cobertura vegetal nas características que são comuns de rios de locais mais elevados, mais próximos da serra do mar. Esse fato é reforçado pela relação inversa das variáveis referentes à abertura do dossel no canal e a radiação incidente nas margens com a ocorrência da planta, o que indica que a planta se estabelece em locais onde a abertura do dossel no canal é menor e conseqüentemente o rio é mais sombreado. A turbidez da água também foi importante para explicar a ocorrência de *E. azurea*, além da temperatura da água, com grau menor de importância (Tab 2).

#### **4. Discussão**

A distribuição de macrófitas aquáticas na bacia do rio Itanhaém é fortemente limitada pela salinidade na sua porção inferior e na sua porção superior principalmente por características do canal e seu entorno. A figura 2 ilustra o gradiente de algumas variáveis nas porções inferior e superior da planície costeira.

Na porção inferior da planície costeira as macrófitas se distribuem nos rios em função de um gradiente de salinidade, sendo que nessa região *Spartina alterniflora* é a espécie dominante correspondendo à aproximadamente 67% das ocorrências registradas nessa área (Fig 3).

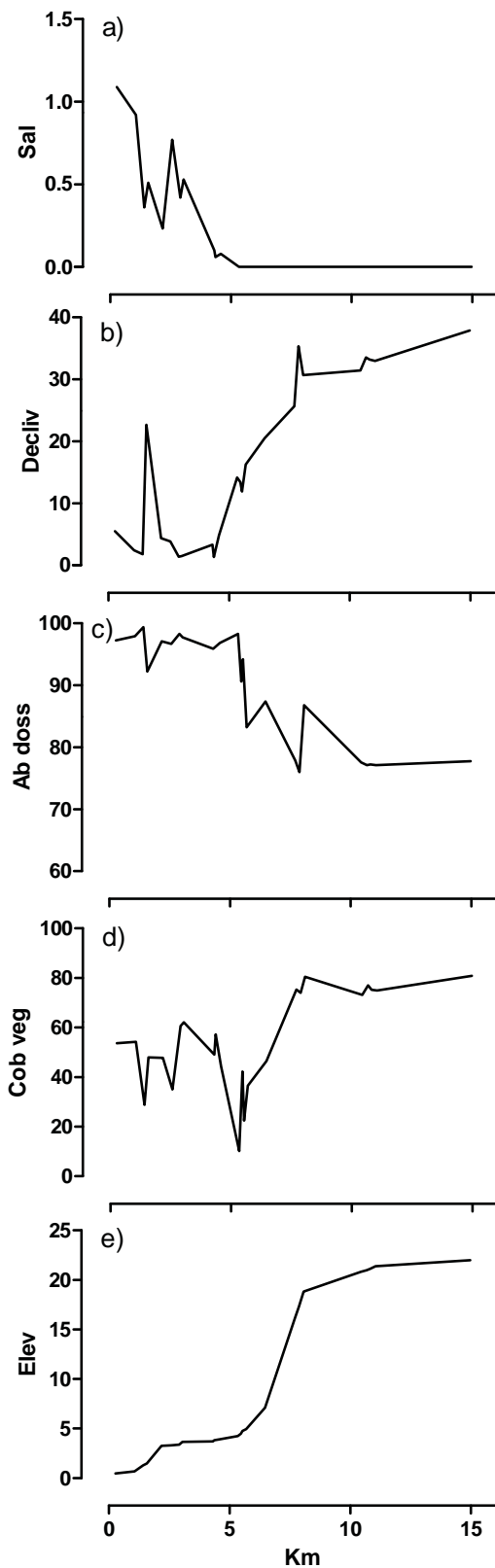


Figura 2. Gradiente das variáveis: a) salinidade; b) declividade das margens ( $^{\circ}$ ); c) cobertura vegetal das margens (%); d) abertura de dossel no canal (%) e e) Elevação do terreno (m).

A grande tolerância de *S. alterniflora* ao estresse salino tem sido evidenciada por diversos autores (Huang & Zhang, 2007; Li *et al.*, 2009; Xiao *et al.*, 2010) sendo que essa tolerância associada a outras características dessa espécie como rápido crescimento, grande produtividade e sistema radicular bem desenvolvido permitem com que a planta colonize rapidamente grandes áreas alagadas e regiões estuarinas (Zhang *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2006).

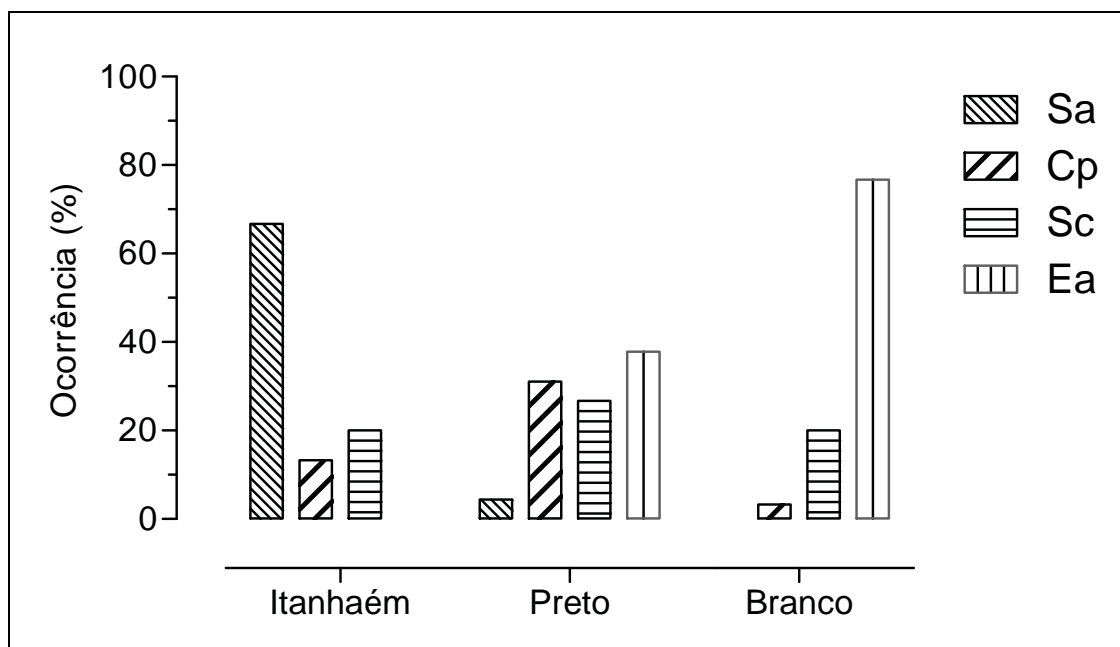


Figura 3. Porcentagem de ocorrência de cada espécie registrada nos três principais rios da bacia hidrográfica. Nota: Sa= *Spartina alterniflora*; Cp = *Crinum procerum*; Sc = *Scirpus californicus*; Ea = *Eichhornia azurea*.

Tais características também foram verificadas para outras espécies de macrófitas aquáticas do gênero *Crinum* (Ribeiro *et al.*, 2009) e *Scirpus* sendo que *Crinum procerum* e *Scirpus californicus*, representantes desses dois gêneros, são também encontrados na porção inferior da bacia, porém em menor proporção (13% e 20% dos registros de ocorrência respectivamente). No entanto, deve-se levar em consideração que a capacidade de tolerância das espécies à estresses ambientais é inversamente proporcional à sua

capacidade competitiva (Pennings *et al.*, 2005). Nesse sentido a dominância de *S. alterniflora* em áreas de maior estresse salino na bacia provavelmente está relacionada a uma menor capacidade competitiva em relação à *C. procerum* e *S. californicus* uma vez que na medida em que o gradiente de salinidade diminui começam a surgir bancos mistos dessas três espécies até que em áreas de baixa salinidade *S. alterniflora* é praticamente suprimida dos bancos. A partir dessas áreas a dominância passa a ser de *C. procerum* ou de *S. californicus*. Tal fato corrobora o estudo de Crain *et al.* (2004), onde os autores verificaram que ao longo de um gradiente de salinidade as espécies de maior capacidade competitiva ocupariam ambientes mais favoráveis limitando as espécies menos competitivas às regiões de maior estresse ambiental.

Na porção intermediária da planície costeira onde a salinidade passa a ser muito reduzida ou inexistente, além da competição entre as espécies, outras características da água e principalmente características da paisagem e do ambiente ripário passam a determinar a distribuição das macrófitas aquáticas. Nessa área os rios apresentam diferenças não só em relação ao tipo de água (preta e branca), mas também nas características do ambiente ripário e na morfologia do canal.

No rio Preto *C. procerum* é a espécie com maior registro de ocorrência na região da foz do rio, onde as margens do rio são mais planas, apresentando baixos valores de declividade e profundidade nas margens caracterizando-se como grandes bancos de areia ao longo do rio. Tal fato também foi constatado por Ribeiro *et al.* (2011) em que os autores verificaram grande abundância de *Crinum americanum* em áreas com as mesmas características. O pH da água foi uma variável muito significativa na distribuição dessa espécie, sendo que *C. procerum* distribuiu-se preferencialmente em locais com pH mais ácido. Tal fato evidencia a preferência dessa espécie por áreas com características semelhantes às regiões estuarinas, uma vez que a maior concentração de ácidos orgânicos e as demais características de água e de vegetação em grande parte da extensão do rio Preto lhe conferem a classificação de rio de Baixada (Navarra, 1988), apresentando características semelhantes às regiões estuarinas e que são áreas onde essas plantas se distribuem (Meerow *et al.*, 2003; Ribeiro *et al.*, 2011).

A ocorrência de macrófitas aquáticas também está relacionada com a disponibilidade de luz. A importância dessa variável para o crescimento e a distribuição de macrófitas nos ambientes aquáticos tem sido reportada em diversos estudos (Kurtz *et al.*, 2003; Sand-Jensen *et al.*, 2007; Köhler *et al.*, 2010).

Nesse estudo, a partir dos modelos gerados, verificou-se que a ocorrência de *S. californicus* na bacia está muito relacionada à disponibilidade de luz, sendo que a radiação incidente nas margens foi umas das variáveis mais significativas na seleção dos melhores modelos para essa espécie.

Das quatro espécies estudadas nesse trabalho, verificou-se que *E. azurea* é a única espécie que se distribui nas porções mais elevadas da planície costeira, sendo a espécie dominante no rio Branco (Fig. 3), rio que apresenta grande parte de sua extensão em áreas com maior elevação em relação aos outros rios. Tal fato é facilmente constatado quando se observa as variáveis relacionadas à distribuição dessa macrófita aquática. A relação direta da ocorrência dessa espécie com maiores valores de declividade das margens e cobertura vegetal indica a distribuição da espécie em áreas em que os rios se encontram mais escavados no terreno e a vegetação ripária é mais adensada, que são características de áreas mais elevadas da planície costeira, mais próximas da serra do mar. Tais características também são reforçadas pela relação da ocorrência da espécie com locais com menores valores de abertura de dossel no canal e menores valores de radiação incidente nas margens devido ao maior sombreamento do corpo d'água pela vegetação ripária mais densa. Além disso, verificou-se nesse estudo uma maior distribuição de *E. azurea* em rios com maior concentração de íons dissolvidos na água, fato verificado através da relação direta entre a distribuição da espécie e os maiores valores de turbidez da água nos locais de ocorrência. A maior distribuição dessa espécie em locais com maior quantidade de íons dissolvidos na água e maiores valores de declividade e profundidade deve-se ao fato de que, apesar de ser uma espécie enraizada e obter nutrientes principalmente a partir do sedimento, *E. azurea* possui longos caules flutuantes que se desenvolvem poucos centímetros abaixo da linha d'água que podem atingir vários metros de comprimento, formando densos bancos de planta que podem chegar a mais de

50 metros de largura (Agostinho *et. al*, 2007). Esse fato confere à essa espécie uma vantagem em relação às espécies emersas uma vez que *E. azurea* pode projetar seus caules em grande parte da superfície da água inclusive em regiões profundas e declivosas enquanto as espécies emersas necessitam de áreas mais rasas e planas para poderem se estabelecer. Além disso, *E. azurea* possui raízes bem desenvolvidas ao longo dos nós de seus caules (Agostinho *et. al*, 2007), o que permite com que a planta utilize diretamente os nutrientes dissolvidos na água enquanto as espécies emersas utilizam nutrientes somente do sedimento.

Com base nos resultados obtidos nesse estudo verifica-se a distribuição das macrófitas aquáticas em função de um gradiente de salinidade no limite inferior da bacia e em função principalmente de variáveis da paisagem no limite superior da bacia costeira. As variáveis utilizadas nesse estudo mostraram-se bons preditores da distribuição das espécies estudadas ao longo dos rios. Esse estudo demonstrou, portanto a importância das variáveis físicas, químicas e da paisagem na distribuição espacial de macrófitas aquáticas em bacias costeiras assim como as possibilidades de utilização dessas variáveis em modelos preditivos de ocorrência de espécies em estratégias de conservação de espécies e monitoramento desses ecossistemas aquáticos.

## **5. Conclusão**

Através dos resultados obtidos verificou-se que para cada espécie de macrófita aquática em particular, alguns atributos das margens assim como algumas características limnológicas influenciam sua ocorrência na bacia. Na região estuarina a salinidade é um fator limitante na ocorrência das macrófitas, sendo que *Spartina alterniflora* se mostrou a espécie mais tolerante a essa condição. As características das margens relacionadas principalmente à disponibilidade de luz e morfologia das margens dos rios como declividade e profundidade também exercem grande influência na ocorrência desses vegetais. Desse modo, verificou-se que para comunidades de macrófitas aquáticas emergentes e flutuantes fixas, não somente as variáveis limnológicas, mas também os atributos da paisagem são importantes preditores da ocorrência dessas comunidades aquáticas em ambientes lóticos,



destacando-se a importância de se abordar a questão de distribuição de organismos aquáticos num contexto de bacia hidrográfica e não somente em relação ao ambiente aquático em que esses organismos estão inseridos.

## 6. Referências bibliográficas

- Agostinho, A.A., Thomaz, S.M., Gomes, L.C. & Baltar, S.L.S.M. 2007. Influence of the macrophyte *Eichhornia azurea* on fish assemblage of the Upper Paraná River floodplain (Brazil). *Aquatic Ecology*, 41: 611- 619.
- Barendregt, A. & Bio, A. M. F. 2003. Relevant variables to predict macrophytes communities in running waters. *Ecological Modelling*, 160: 205 – 217.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. New York: Springer, 488 p.
- Calcagno, V., Mazancourt, C. 2010. glmulti: An R Package for Easy Automated Model Selection with (Generalized) Linear Models. *Journal of Statistical Software*, 34(12), 29 p.
- Camargo, A.F.M., Ferreira, R.A.R., Schiavetti, A., Bini, L.M. 1996. Influence of physiography and human activity on limnological characteristics of lotic ecosystems of the south coast of São Paulo, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 8: 231-234.
- Cancian, L.F., Camargo, A.F.M., Ferraz, S.F.B. 2012. Proposta de protocolo para elaboração de banco de dados para rios e bacias hidrográficas utilizando Sistemas de Informação Geográfica. In: Alexandre Marco da Silva; Griselda Galindo; José Luis Fernández Turiel. (Org.). *Aguas, Suelos Y Vegetación em Cuencas Iberoamericanas*. 1 ed. Salamanca, Espanha: Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental, v. , p. 55-70.
- Cheruvellil, K.S., Soranno, P.A. 2008. Relationships between lake macrophyte cover and lake and landscape features. *Aquatic Botany*, 88: 219–227.
- Crain, C.M., Silliman, B.R., Bertness, S.L., Bertness, M.D., 2004. Physical and biotic drivers of plant distribution across estuarine salinity gradients. *Ecology*, 85: 2539–2549.
- 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.
- Greenwood, M.E., MacFarlane, G.R., 2008. Effects of salinity on competitive interactions between two juncus species. *Aquatic Botany* 90: 23–29.

- Guisan, A., Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147–186.
- Huang, H., Zhang, L. 2007. A study of the population dynamics of *Spartina alterniflora* at Jiuduansha shoals, Shanghai, China. *Ecological Engineering*, 29: 164–172.
- Janauer, G. A., U. Schmidt-Mumm & B. Schmidt, 2010. Aquatic macrophytes and water current velocity in the Danube River. *Ecological Engineering*, 36: 1138-1145.
- Johnson, J.B., Omland, K.S. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, Amsterdam, 19: 101-108.
- Köhler, J., Hachol, J., Hilt, S. 2010. Regulation of submersed macrophyte biomass in a temperate lowland river: Interactions between shading by bank vegetation, epiphyton and water turbidity. *Aquatic Botany*, 92: 129–136.
- Kurtz, J.C., Yates, D.F., Macauley, J.M., Quarles, R.L., Genthner, F.J., Chancy, C.A., Devereux, R. 2003. Effects of light reduction on growth of the submerged macrophyte *Vallisneria spiralis* and the community of root-associated heterotrophic bacteria. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 291: 199– 218.
- Lacoul, P., Freedman, B., 2006. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environ. Rev.* 14: 89–136.
- Madsen, D. J., Wersal M. R., M. Tyler & P. Gerard, 2006. The Distribution and Abundance of aquatic Macrophytes in Swan Lake and Middle Lake, Minnesota. *Journal of Freshwater Ecology*, 21: 421-429.
- Meerow, A.W., Lehmilller, D.J., Clayton, J.R., 2003. Phylogeny and biogeography of *Crinum* L. (Amaryllidaceae) inferred from nuclear and limited plastid non-coding DNA sequences. *Bot. J. Linnean Soc.* 141.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics* 35: 25-33.
- Navarra, C. T. 1988. Fácies hidroquímicas dos rios da Planície Costeira Sul Paulista. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2: 931 – 942.
- Pennings, S.C., Grants, S.-B., Bertness, M.D., 2005. Plant zonation in low-latitude salt marshes: disentangling the roles of flooding, salinity and competition. *J. Ecol.* 93: 159–167.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231–259.

- Ponçano, W.L., Carneiro, C.D.R., Bistrichi, C.A., Almeida, F.F.M., Prandini, F.P. 1981. Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo.
- Quinn, G.P., Keough, M.J. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge: Cambridge University Press, 537p.
- Ribeiro, J.P.N., Matsumoto, R.S., Takao, L.K., Peret, A.C., Lima, M.I.S. 2011. Spatial distribution of *Crinum americanum* L. in tropical blind estuary: Hydrologic, edaphic and biotic drivers. Environmental and Experimental Botany, 71: 287–291.
- Ribeiro, J.P.N., Matsumoto, R.S., Takao, L.K., Voltarelli, V.M., Lima, M.I.S., 2009. Efeitos alelopáticos de extratos aquosos de *Crinum americanum* L. Rev. Bras. Bot. 32: 183–188.
- Sand-Jensen, K., Binzer, T., Middelboe, A.L., 2007. Scaling of photosynthetic production of aquatic macrophytes — a review. Oikos, 116: 280–294.
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R., Araújo, M.B. 2009. BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. Ecography, 32: 369-373.
- Trites, M., Bayley, S.E. 2009. Vegetation communities in continental boreal wetlands along a salinity gradient: Implications for oil sands mining reclamation. Aquatic Botany 91: 27–39.
- Wang, Q., An, S.Q., Ma, Z.J., Zhao, B., Chen, J.K., Li, B., 2006. Invasive *Spartina alterniflora* - biology, ecology and management. Acta Phytotaxon. Sin. 44: 559–588.
- Whittingham, M.J. et al. 2006. Why do we still use stepwise modelling in ecology and behaviour? Journal of Animal Ecology, Oxford, 75: 1182-1189.
- Zhang, R.S., Shen, Y.M., Lu, L.Y., Yan, S.G., Wang, Y.H., Li, J.L., Zhang, Z.L., 2004. Formation of *Spartina alterniflora* salt marshes on the coast of Jiangsu Province, China. Ecological Engineering, 23: 95–105.

## CONCLUSÃO GERAL

As técnicas e ferramentas referentes aos Sistemas de Informação Geográfica e modelagem de distribuição de espécies apresentadas nesse trabalho têm sido amplamente utilizadas na modelagem de organismos relacionados principalmente aos ecossistemas terrestres e à interface entre ecossistemas terrestres e aquáticos. No entanto esse tipo de abordagem para organismos exclusivamente aquáticos é bastante escasso, sendo que para comunidades de vegetais aquáticos tais estudos são praticamente inexistentes.

Nesse sentido o objetivo central desse trabalho foi modelar a distribuição potencial de macrófitas aquáticas utilizando o algoritmo MAXENT e analisar precisão e qualidade dos modelos gerados. A partir dos resultados obtidos concluímos que o algoritmo é capaz de produzir modelos de grande precisão e qualidade para essa comunidade vegetal. Dessa forma o presente trabalho contribui para os estudos de modelagem de distribuição de espécies, em especial para organismos de ambientes aquáticos e evidencia um grande potencial de aplicação desse e de outros algoritmos na modelagem de organismos nesses ecossistemas.

Outro objetivo do trabalho foi analisar a influência das variáveis ambientais na distribuição espacial da comunidade de macrófitas em ambientes lóticos e investigar a hipótese de que a distribuição espacial desses vegetais na bacia hidrográfica não está relacionada somente às variáveis limnológicas, mas também à variáveis do ambiente ripário e da paisagem. De maneira geral verificou-se que na parte inferior da bacia a distribuição dessas plantas está relacionada principalmente à salinidade e a declividade das margens dos rios. Na porção intermediária e superior da bacia a distribuição das espécies passa ser influenciada principalmente por fatores como cobertura vegetal, sombreamento dos corpos d'água, e declividade das margens.

Conclui-se, portanto que cada espécie de macrófita é influenciada por um conjunto particular de variáveis limnológicas e de variáveis da paisagem, fato que confirma a hipótese investigada.

Da mesma maneira esse trabalho também contribui para divulgar a utilização dos Sistemas de Informação Geográfica na caracterização de rios e bacias hidrográficas. A grande quantidade de ferramentas disponíveis nos SIGs e suas funcionalidades no gerenciamento de grandes bancos de dados espaciais os tornam uma ferramenta ideal no monitoramento e gerenciamento de ecossistemas aquáticos, sendo que de maneira geral no contexto das pesquisas limnológicas principalmente no Brasil são recursos ainda muito subutilizados.

Dessa forma esse trabalho demonstrou as potencialidades e possibilidades de aplicação das técnicas e ferramentas acima mencionadas em estudos limnológicos. Espera-se contribuir não somente na divulgação de tais ferramentas, mas também contribuir com pesquisas referentes à ecologia de comunidades vegetais e ecossistemas aquáticos. Espera-se também disponibilizar informações relevantes a respeito da ecologia dessas espécies e para o monitoramento, gerenciamento e elaboração de estratégias de conservação de ecossistemas aquáticos.

## ANEXOS

Tabela 1. Valores médios e respectivos desvios padrão das variáveis ambientais obtidas nos rios Itanhaém, Preto e Branco.

(continua)

	pH	Temp	Sal	Rad_mar	Rad_cent	PT	Prof_marg	Prof_4m	Turb
Itanhaém	6,29(0,26)	21,09(0,57)	0,43(0,25)	223,43(121,10)	489,63(127,30)	47,66(16,00)	0,45(0,36)	0,93(0,47)	10,15(4,61)
Preto	5,49(0,57)	20,69(0,28)	0,00(0,01)	14,22(81,87)	148,42(67,09)	31,04(1,53)	0,50(0,20)	1,41(0,39)	2,69(3,64)
Branco	5,91(0,14)	20,05(0,22)	0,00(0,00)	210,89(151,78)	254,39(95,51)	25,44(6,21)	0,78(0,34)	1,77(0,58)	52,87(29,95)

Tabela 1. Valores médios e respectivos desvios padrão das variáveis ambientais obtidas nos rios Itanhaém, Preto e Branco.

(conclusão)

	NDVI	Elev	Ab_doss	Cob_veg	Cond	Decliv	NT	OD
Itanhaém	0,40(0,12)	2,43(1,65)	97,93(1,55)	47,34(14,74)	7,73(4,15)	2,85(4,21)	0,18(0,04)	5,78(0,19)
Preto	0,54(0,14)	11,66(5,67)	71,62(12,09)	62,16(21,56)	0,04(0,11)	16,39(8,52)	0,17(0,04)	5,01(0,35)
Branco	0,48(0,13)	16,80(7,04)	81,90(9,57)	47,93(27,88)	0,03(0,01)	29,29(8,18)	0,12(0,01)	7,34(0,64)

Nota: pH = pH da água; Temp = temperatura da água; Sal = salinidade da água; Rad\_mar = radiação incidente na margem; Rad\_cent = radiação no centro do canal; PT = fósforo total na água; Prof\_marg = profundidade na margem; Prof\_4m = profundidade a 4 m da margem; Turb = turbidez da água; NDVI = índice de vegetação por diferença normalizada; Elev = elevação do terreno; Ab\_doss = abertura de dossel no canal; Cob\_veg = cobertura vegetal na margem; Cond = condutividade elétrica da água; Decliv = declividade da margem; NT = nitrogênio total na água; OD = oxigênio dissolvido na água.

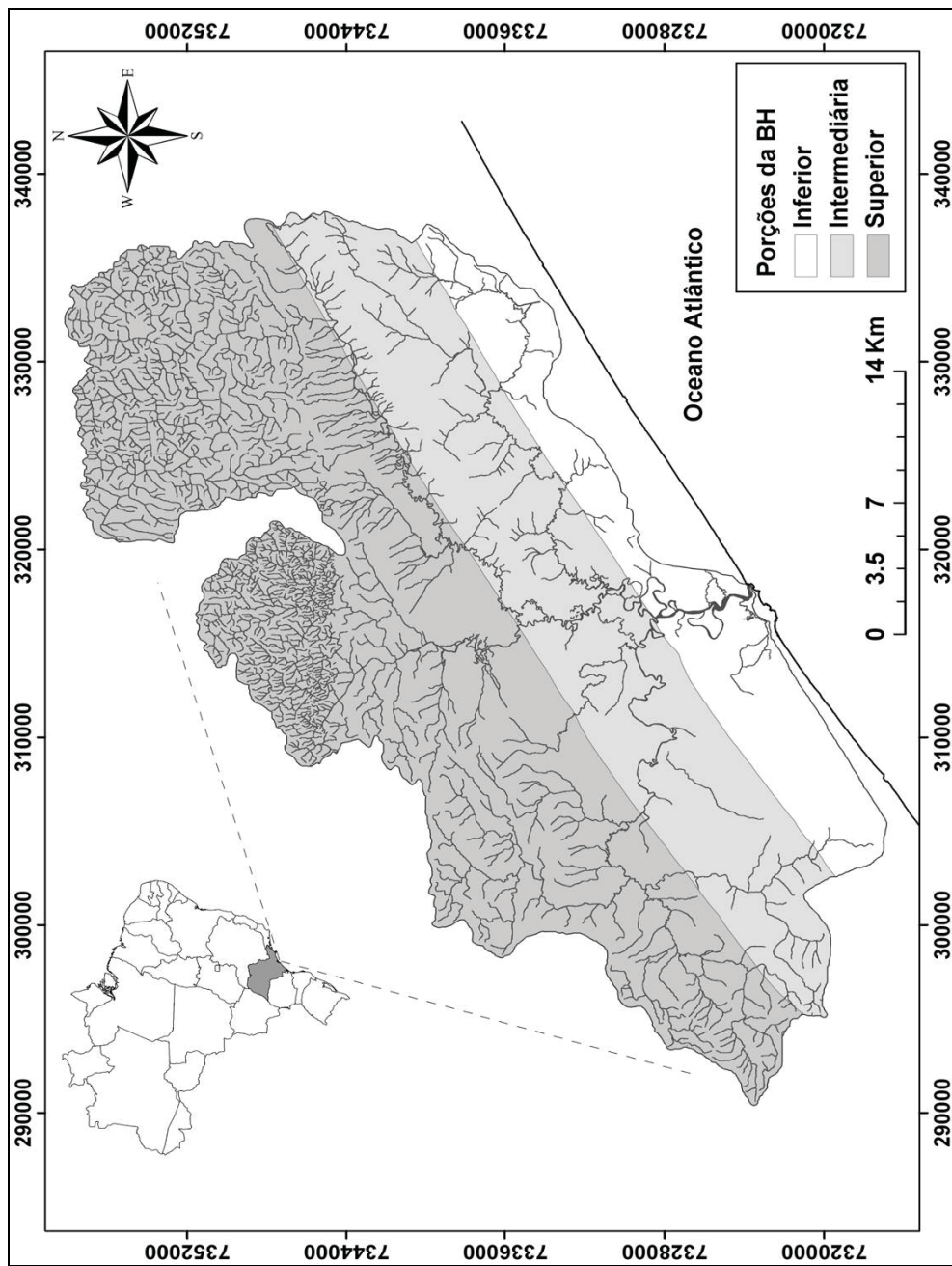


Figura 2. Divisão da bacia hidrográfica do rio Itanhaém nas porções inferior, intermediária e superior.

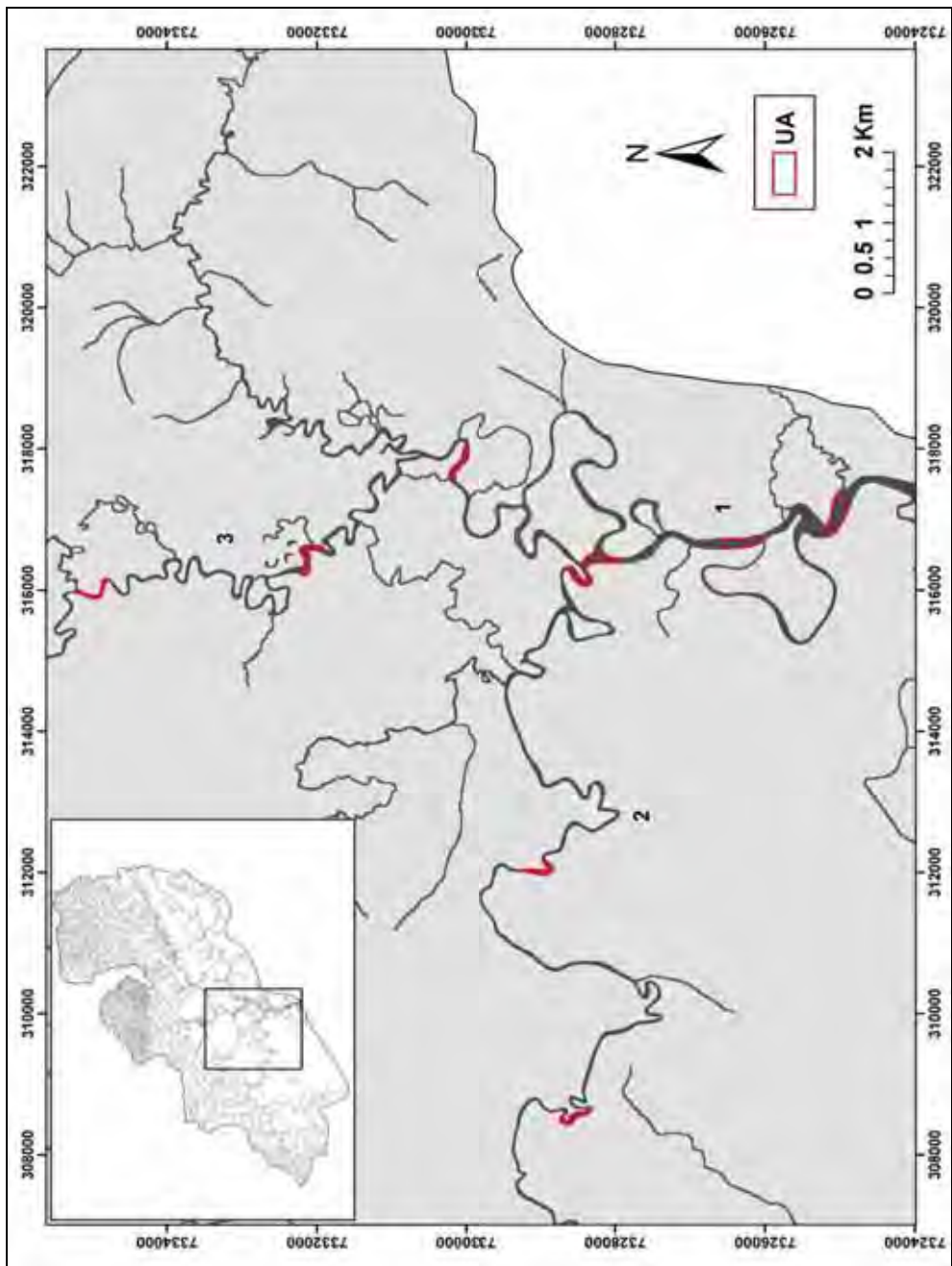


Figura 3. Localização das UA nos rios (1) Itanhaém; (2) Preto e (3) Branco utilizadas para obtenção dos dados utilizados no estudo.



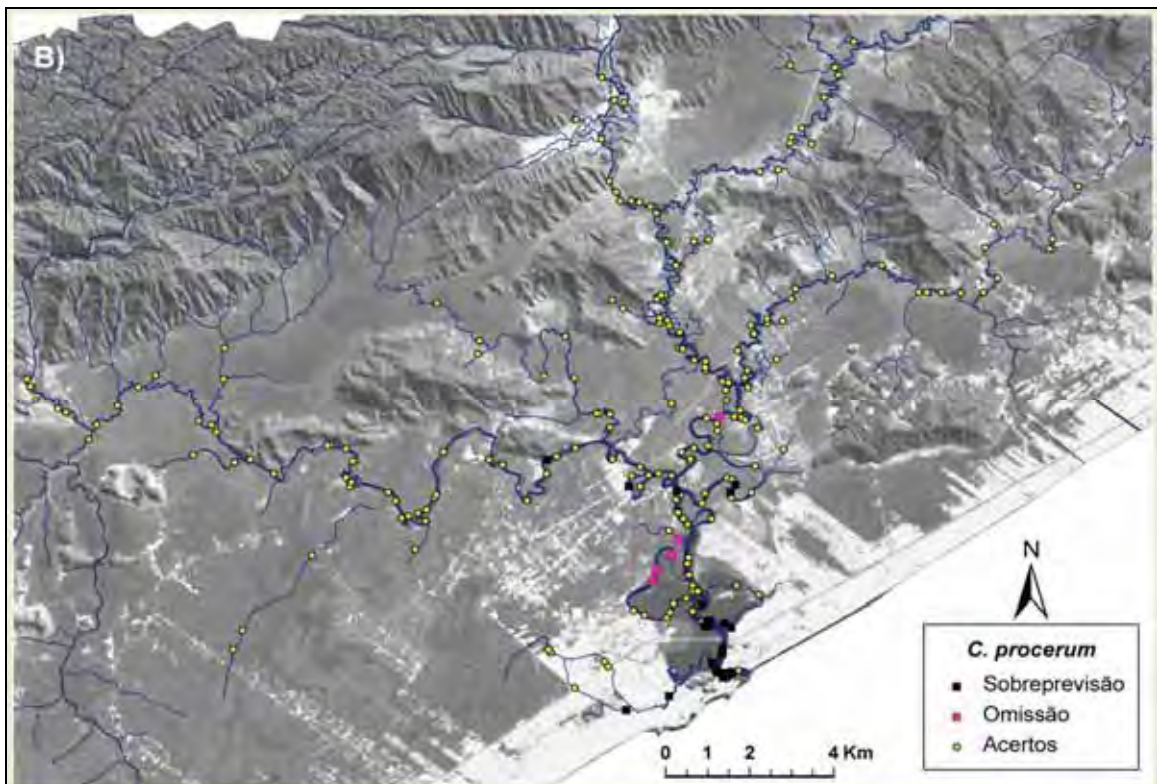
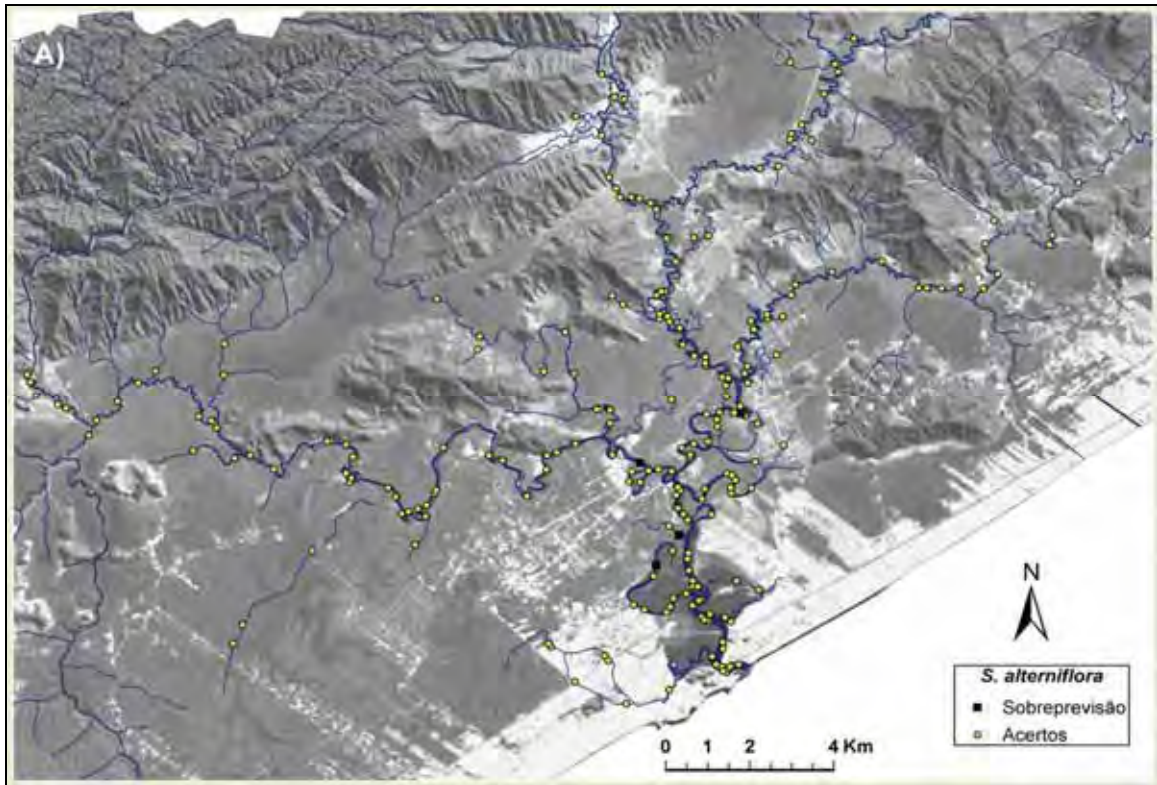


Figura 4a. Pontos de acerto, erros de omissão e sobreprevisão para os modelos de distribuição de (A) *S. alterniflora* e (B) *C. procerum* obtidos a partir de protocolo de validação de campo.

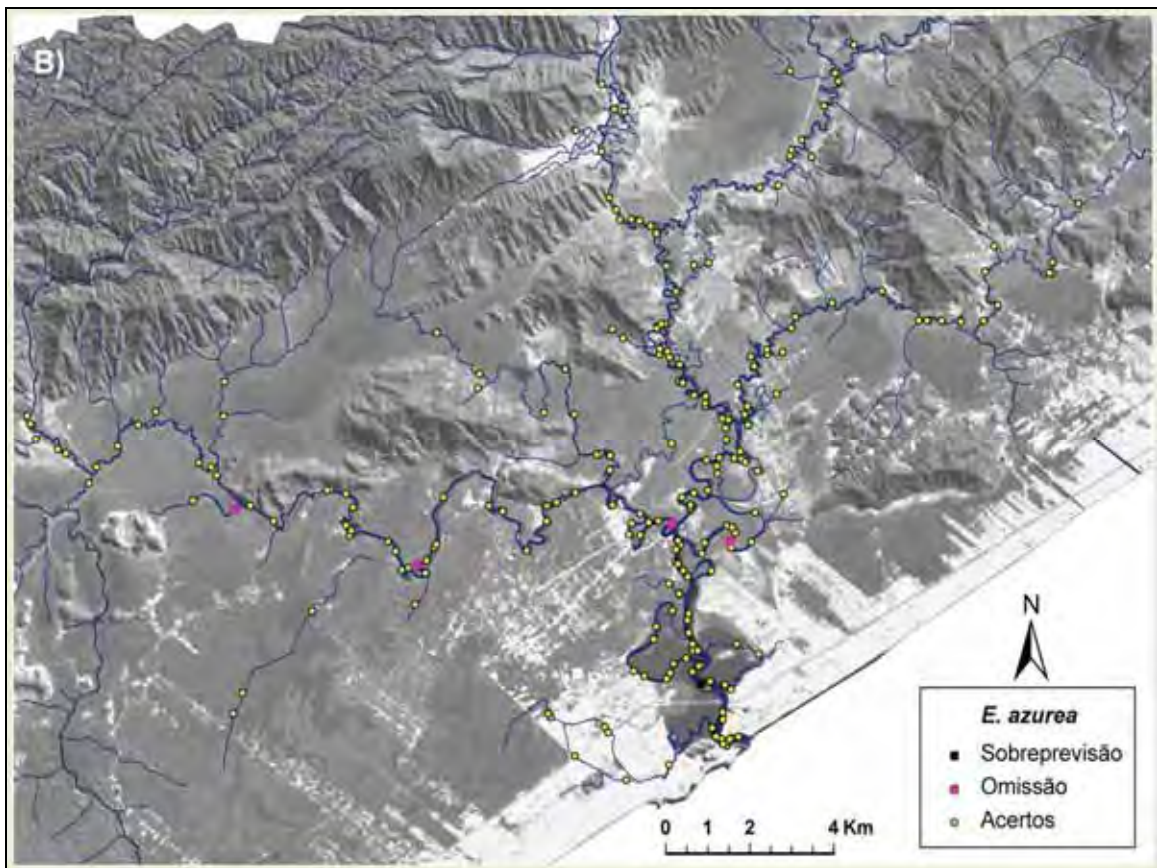
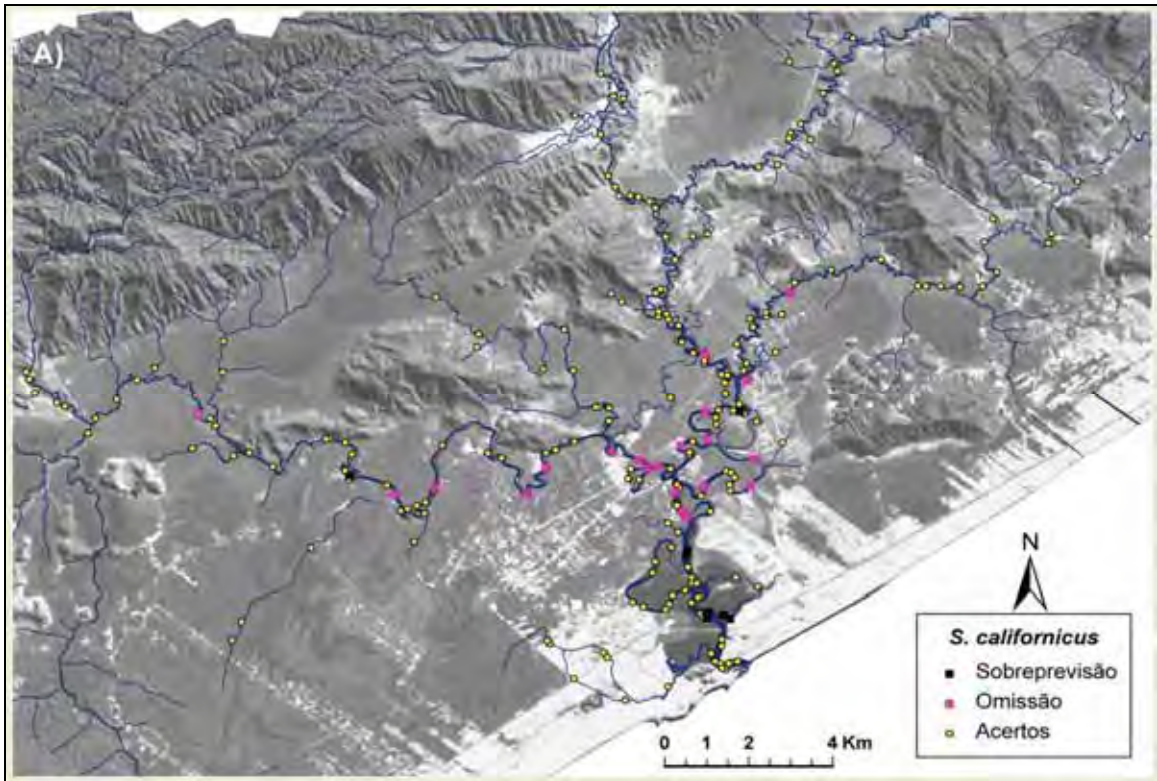


Figura 4b. Pontos de acerto, erros de omissão e sobreprevisão para os modelos de distribuição de (A) *S. californicus* e (B) *E. azurea* obtidos a partir de protocolo de validação de campo.