



**Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Instituto de Biociências
Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal**



“Ecologia, conservação e uso dos recursos vegetais”

DETERMINANTES AMBIENTAIS NA OCORRÊNCIA DE PLANTAS AQUÁTICAS NA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO

Maria Helena da Silva

Campo Grande - MS

2019

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Programa Pós-Graduação em Biologia Vegetal
“Ecologia, conservação e uso dos recursos vegetais”

**DETERMINANTES AMBIENTAIS NA OCORRÊNCIA DE PLANTAS AQUÁTICAS NA
TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO**

Dissertação apresentada como um dos
requisitos para obtenção do título de Mestre
em Biologia Vegetal junto ao Instituto de
Biociências.

Orientador: Rafael Soares de Arruda - UFMT
Coorientador: Pedro Eisenlohr - UNEMAT

Campo Grande - MS

2019

Agradecimentos

Agradeço ao meu orientador, professor Rafael Soares de Arruda, por ter aceitado me orientar, pela paciência e ensinamentos.

Ao meu coorientador, professor Pedro Vasconcellos Eisenlohr, e à equipe do Labec (Laboratório de Ecologia da UNEMAT, câmpus de Alta Floresta), pela ajuda nas análises e pelo excelente acolhimento em seu laboratório.

À minha eterna professora, Camila Aoki, por acreditar em mim, pelo apoio, incentivo e grande amizade.

À minha família, especialmente minha mãe e meu esposo, por sempre me apoiarem e torcerem pelo meu sucesso.

À turma de 2017, à qual faço parte, pela boa convivência e pelas amizades maravilhosas que me proporcionou.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, e aos professores do curso, pelo conhecimento obtido durante esses dois anos de mestrado.

À Agência de Fomento CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela concessão da bolsa.

E por fim, agradeço a todos que direta ou indiretamente contribuíram para que esse mestrado se tornasse realidade.

Sumário

Determinantes ambientais na ocorrência de plantas aquáticas na transição Amazônia-Cerrado.....	2
Resumo.....	3
Introdução	4
Material e métodos.....	5
Área de estudo	5
Coleta de dados.....	6
Análise de dados	7
Resultados	9
Florística	9
Fatores determinantes na distribuição de espécies	9
Discussão	10
Florística	10
Fatores determinantes na distribuição de espécies	11
Agradecimentos	13
Referências.....	14
Tabelas	20
Figuras.....	26
Anexo I: Material suplementar	32

Determinantes ambientais na ocorrência de plantas aquáticas na transição Amazônia-Cerrado

Maria Helena da Silva¹ <https://orcid.org/0000-0003-2205-0642>, Camila Aoki^{1,2},
<https://orcid.org/0000-0002-4240-0120>, Pedro Eisenlohr³ <https://orcid.org/0000-0002-5912-8370> &
Rafael Arruda^{1,4*} <https://orcid.org/0000-0003-2869-5134>

¹ Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 79070-900, Campo Grande, MS, Brasil

² Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Câmpus Aquidauana, Rua Oscar Trindade de Barros, s/n Serraria, Aquidauana, MS, 79200-000, Brasil

³ Laboratório de Ecologia, Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT, Campus de Alta Floresta, 78580-000 Alta Floresta, MT, Brasil

⁴ Instituto de Ciências Naturais, Humanas e Sociais, Universidade Federal de Mato Grosso, 78550-728, Sinop, MT, Brasil

*Autor para correspondência: rsarruda@ufmt.br

Resumo

Plantas aquáticas apresentam grande capacidade de adaptação e amplitude ecológica, habitando diversos ambientes. A distribuição dessas plantas está relacionada a diversos fatores ambientais, entre eles fatores abióticos como temperatura, pH, condutividade e concentração de nutrientes. Dessa forma, o objetivo deste estudo foi determinar a contribuição relativa de variáveis limnológicas na distribuição de plantas aquáticas na transição Amazônia-Cerrado. Utilizando uma Análise Canônica de Redundância (tb-RDA) buscamos relacionar a composição de espécies às variáveis ambientais. Registramos 80 espécies de plantas aquáticas pertencentes a 33 famílias e 55 gêneros. A família mais rica foi Cyperaceae (16 espécies), seguida de Poaceae (8) e Onagraceae (5), e as espécies mais frequentes foram *Mikania micranta* (Asteraceae) e *Urospatha sagittifolia* (Araceae). A estruturação da comunidade de plantas aquáticas foi influenciada pelas seguintes variáveis: pH, temperatura da água, temperatura do ar, nitrogênio kjeldahl e nitrogênio orgânico. Não foi observada influência espacial na composição da comunidade, e o alto grau de correlação entre as variáveis ambientais e as espécies aponta para um forte controle local. Nossos resultados sugerem que as espécies apresentam diferenciação de nicho e, conseqüentemente, as próprias preferências e tolerâncias a respeito das características físico-químicas da água.

Palavras-chave: macrófitas aquáticas, nicho ecológico, nutrientes, pH, variáveis ambientais.

Introdução

A nomenclatura utilizada para designar vegetais que habitam ambientes aquáticos é diversificada, porém o termo “plantas aquáticas” é menos restritivo em relação às espécies que ocorrem em áreas úmidas (Pivari *et al.* 2018). As plantas aquáticas são componentes importantes desses ecossistemas, desempenhando importantes funções ecológicas, tais como fornecimento de locais de abrigo, reprodução e alimentação para invertebrados e vertebrados, filtragem/retenção de nutrientes e proteção das margens (Thomaz & Bini 1998). Em razão de sua alta biodiversidade e crescimento rápido, constituem ainda, um grupo de organismos apropriado para o teste de teorias ecológicas e estudos experimentais (Pompêo 2008).

As plantas aquáticas apresentam grande capacidade de adaptação e amplitude ecológica, habitando diversos ambientes de água doce, salobra e salgada, ambientes de água estacionária e corrente. Sua ampla distribuição geográfica se deve a eficiência na ocupação de áreas alagáveis, aliada às características como dispersão de propágulos a longas distâncias, ampla plasticidade fenotípica e elevado crescimento vegetativo (Santamaría 2002). Diversos fatores ambientais podem afetar a distribuição das espécies e a estruturação das comunidades, entre eles fatores abióticos como temperatura (Barko & Smart 1981; Pip 1989; Camargo *et al.* 2003), pH e condutividade (Murphy *et al.* 2003; Pulido *et al.* 2015; Aoki *et al.* 2017) e concentração de nutrientes (Camargo *et al.* 2003), como nitrogênio e fósforo (Biudes & Camargo 2006; Thomaz *et al.* 2006). Sua distribuição e abundância também podem ser afetadas por atividades antropogênicas, tais como a introdução de espécies, criação de reservatórios e eutrofização artificial (Thomaz 2002), bem como gradientes altitudinais naturais (Bao *et al.* 2018). Portanto, estabelecer e entender quais fatores determinam seu crescimento e distribuição é fundamental, pois essa compreensão é o primeiro passo para a conservação, uso e manejo da biodiversidade, principalmente de plantas aquáticas que cumprem um papel importante no ecossistema como bioacumuladoras de poluentes (e.g. Lunardi *et al.* 2017; Casagrande *et al.* 2018; Freitas *et al.* 2018).

Segundo a teoria de nicho (Hutchinson 1957), as espécies se estabelecem somente em locais onde as condições ambientais são propícias à sua sobrevivência e reprodução. O nicho fundamental de uma espécie é referido como o conjunto de condições e recursos em que esta espécie pode sobreviver e reproduzir, enquanto o nicho realizado é uma parte do nicho fundamental, onde a espécie realmente ocorre, considerando as interações bióticas (Hutchinson 1957). A existência de um indivíduo é determinada então por uma faixa de tolerância a determinados fatores ambientais, tais como pH, temperatura ou nutrientes, dentre os quais o organismo consegue viver e se reproduzir, e que configura uma dimensão de seu nicho. Em áreas de transição, como a Amazônia-Cerrado, não há uma separação nítida entre os domínios fitogeográficos (AB'Sáber 2003), e por apresentar a biota de ambos os domínios, a oportunidade de compartilhamento de espécies entre eles proporciona maior heterogeneidade nos ecossistemas e produz uma alta diversidade beta (Françoso *et al.* 2016).

Em ambientes com maior heterogeneidade de espécies, como nas áreas de transição, pode ocorrer aumento na competição por recursos, e dessa forma, a diferenciação de nicho entre as espécies, relacionada aos fatores ambientais e a habilidades competitivas, podem ser determinantes na estruturação da comunidade. Conhecer as variáveis que influenciam o desenvolvimento das plantas aquáticas é imprescindível para o conhecimento da dinâmica destas espécies nos ecossistemas. Assim, o objetivo deste estudo foi determinar a contribuição relativa de variáveis limnológicas na distribuição de plantas aquáticas na transição Amazônia-Cerrado. Nossa hipótese é que as espécies apresentam respostas distintas às variações de alguns fatores ambientais, em função de diferenças anatômicas, fisiológicas e nas estratégias para obtenção de recursos.

Material e métodos

Área de estudo

A coleta de dados foi realizada ao longo do rio Teles Pires, alguns pequenos afluentes e em lagoas marginais ao leito do rio (Tabela 1). O Teles Pires é o principal rio da sub-bacia do rio Teles

Pires, localizada no centro-norte do Mato Grosso, dentro da Bacia Hidrográfica Amazônica, ocupando uma área de aproximadamente 145.600 Km² e banhando 32 municípios mato-grossenses (Mato Grosso 2016). A área de amostragem está inserida na transição Amazônia-Cerrado, mundialmente conhecida como “Arco do Desmatamento”. Segundo a classificação de Köppen (revista por Peel *et al.* 2007) o clima da região é tropical quente e úmido, com temperatura média anual de 24°C com pequena variação nas estações e uma precipitação média anual de 2000 mm.

Coleta de dados

Utilizamos um banco de dados, do Subprograma de Monitoramento de Macrófitas Aquáticas, da Usina Hidrelétrica (UHE) Sinop, referente a coletas realizadas em campanhas trimestrais, nos meses de março, junho, setembro e dezembro de 2016 e 2017, totalizando oito campanhas. Ao total foram amostrados 16 pontos de coletas (unidades amostrais), sendo que dois deles foram excluídos das análises por não haver ocorrência de espécies. Para o registro das plantas aquáticas, foi empregado o método de parcelas, que consistiu na utilização de um quadrado de 0.5 x 0.5 m (Mueller Dombois & Ellenberg 1974). As parcelas foram distribuídas continuamente ao longo do rio Teles Pires, e em cada ponto de coleta foram alocadas três parcelas. Para cada parcela foi estimado o valor de cobertura utilizando o método de escala de Braun-Blanquet (1979). O material coletado foi retirado com a utilização de uma tesoura de poda ou facão. Para exemplares enraizados, foram coletadas todas as partes da planta. As espécies foram identificadas, herborizadas e serão incorporadas ao acervo do Herbário Centro-Norte-Mato-Grossense (CNMT) da UFMT e do Herbário CGMS da UFMS. A identificação seguiu o sistema de classificação APG IV (2016) e foi realizada por meio de comparação com material de herbário e consulta a especialistas, como Vali Joana Pott. A nomenclatura das espécies e famílias está de acordo com a lista de espécies da Flora do Brasil (Forzza *et al.* 2017).

Amostras da água foram coletadas em três pontos da coluna de água: próximo à subsuperfície, à meia coluna e próximo ao fundo, a fim de monitorar estratificação térmica e

química dos pontos de coleta. Os parâmetros: profundidade, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD), turbidez, sólidos dissolvidos e temperatura da água foram determinados em campo com o auxílio de uma sonda multiparâmetros. Para os outros parâmetros, as amostras de água foram coletadas superficialmente (0 - 20 cm de profundidade), armazenadas em frascos de vidro de 1 litro cor âmbar, ou em frascos plásticos de 500 mL e 50 mL, e analisadas em laboratório.

Análise de dados

Para testar nossa hipótese, realizamos uma Análise Canônica de Redundância baseada em transformação de *Hellinger* (tb-RDA) (Borcard *et al.* 2011; Legendre & Gallagher 2001) buscando relacionar a composição de espécies às variáveis ambientais. Utilizamos dados de presença e ausência para análise da composição da comunidade vegetal, iniciando as análises com 20 variáveis limnológicas (Tabela S1) e 80 espécies de plantas aquáticas (Tabela 2). Após a retirada de espécies com uma única ocorrência, que geram ruído nas análises uma vez que nenhum coeficiente consegue dar peso adequado para espécies raras (Legendre & Gallagher 2001), esse número foi reduzido para 64 espécies de plantas aquáticas.

Avaliamos o modelo de duas formas, (i) utilizando a matriz completa de espécies, e (ii) com a matriz de espécies condensada em 10 eixos de PCA (Análise de Componentes Principais), que explicam 95% da variação dessas espécies. Testamos a significância dos dois modelos individualmente através de uma ANOVA (Peres-Neto *et al.* 2006) e comparamos seu R^2 ajustado. Ambos foram significativos, porém o modelo utilizando a matriz completa teve o maior R^2 ajustado (21,85%), sendo assim, prosseguimos as análises com essa matriz.

Após detectarmos elevada colinearidade entre as variáveis ambientais (VIF - Fator de Inflação da Variância superior a 10; Borcard *et al.* 2011), efetuamos um Agrupamento Hierárquico de Variáveis (Chavent *et al.* 2012) para redução de dimensionalidade, que resultou em nove grupos (Tabela 3). Para cada grupo realizamos uma PCA, retemos o primeiro eixo de cada e verificamos novamente a colinearidade, mas nenhum apresentou VIF superior a 10. Uma ANOVA indicou que a

tb-RDA não foi significativa para o conjunto de variáveis com todos os grupos ($p=0,888$). Assim, para cada grupo de variáveis fizemos novas tb-RDAs e avaliamos quais foram os mais significativos para o modelo, os grupos com variáveis consideradas desprezíveis foram excluídos, restando assim quatro grupos (Tabela 3). Com os grupos restantes, testamos a significância do modelo global ($p \leq 0,05$), e realizamos uma seleção progressiva (Blanchet *et al.* 2008) para a seleção das variáveis ambientais que mais influenciavam as variações na estrutura da comunidade. Com as variáveis selecionadas, realizamos uma partição de variância com 999 permutações, separando os componentes ambientais que melhor explicavam essa variação.

Para avaliar a influência do espaço sobre a ocorrência das espécies utilizamos as coordenadas geográficas (latitude e longitude), obtidas em cada local de coleta, para gerar variáveis espaciais. Aplicamos sobre elas o método de Mapas de Autovetores de Moran (MEM), que consiste na geração de autovetores que maximizam a autocorrelação espacial quantificada pelo índice I de Moran a partir da diagonalização de uma matriz espacial ponderada (SWM - Spatial Weighting Matrix) (Dray *et al.* 2006; Bauman *et al.* 2018), e geramos os filtros espaciais a partir de 21 diferentes tipos de SWM (Bauman *et al.* 2018). Os MEMs capturam a estrutura espacial de dados ecológicos em diferentes escalas e intensidades, e constituem uma técnica eficiente para controlar e quantificar a estrutura espacial em modelos de regressão ou modelos canônicos (Peres-Neto e Legendre 2010). Para validação do modelo fizemos um Correlograma de Mantel (Sokal 1986; Oden & Sokal 1986), que avalia a presença de autocorrelação espacial nos resíduos, utilizando a correlação de Spearman e empregando equação de Sturges para definir o número de classes de distância no correlograma.

As análises foram realizadas em ambiente R 3.4.4 (R Development Core Team, 2017). Utilizamos os seguintes pacotes e funções: “vegan” (Oksanen *et al.* 2016), para a tb-RDA; “usdm” (Naimi 2017), para testar colinearidade; “ClustOfVar” (Chavent *et al.* 2012), para agrupamento das variáveis ambientais; função “princomp”, para PCA por grupos; “packfor” (Dray *et al.* 2007) e função “forward.sel”, para seleção progressiva dos conjuntos de variáveis; “ade4” (Dray *et al.* 2007)

e função “varipart”, para partição de variância; “adespatial” (Dray *et al.* 2007) e função “listw.candidates”, para gerar os filtros espaciais.

Resultados

Florística

Foram registradas 80 espécies de plantas aquáticas pertencentes a 33 famílias e 55 gêneros (Tabela 2). A família mais rica foi Cyperaceae (16 espécies), seguida de Poaceae (8) e Onagraceae (5). O gênero mais rico foi *Eleocharis* com seis espécies, seguido de *Ludwigia* com cinco, *Clidemia* e *Cyperus* com três. As espécies mais frequentes foram *Mikania micranta* (Asteraceae) e *Urospatha sagittifolia* (Araceae), que ocorreram em 37,5% dos locais amostrados (Pontos: TP2, TP3, R-Ca, R-Sel, R-B.mor, L-Agu e R-Ca, R-Cu, R-IP, R-Ro, L-Agu, L-Pdre, respectivamente).

Fatores determinantes na distribuição de espécies

A seleção dos preditores ambientais que mais influenciavam as variações na estrutura da comunidade, por meio da seleção progressiva, resultou em dois clusters de PCA como determinantes na distribuição das espécies (cluster 2 [pH, temperatura da água e temperatura do ar] e cluster 5 [nitrogênio kjeldahl e nitrogênio orgânico]: R^2 ajustado = 19,10%; $F = 2,53$; $p = 0,002$) (Figs. 1, 2, 3, 4 e 5). A distribuição é evidenciada pela substituição de espécies ao longo dos gradientes limnológicos (Figs. 1, 2, 3, 4 e 5).

O diagrama de tb-RDA demonstrou, para o primeiro eixo, uma explicação de 19,96% da variação total na distribuição das espécies, e para o segundo eixo, 11,59% dessa variação. O primeiro eixo apresenta 63,27% do total de explicação canônica, e o segundo eixo 36,73% de explicação. Para o primeiro eixo, o cluster 2 foi o mais importante ($RDA1 = 0,8096$), enquanto para o segundo eixo, o cluster 5 apresentou maior importância ($RDA2 = 0,8167$). Houve alto grau de correlação entre as matrizes de espécies e ambiental ($RDA1 = 0,9256$ e $RDA2 = 0,8598$). As dez

espécies que mais contribuíram para cada eixo da tb-RDA, e seus respectivos scores, são apresentadas na tabela 4.

Analizando a influência do espaço sobre a ocorrência de espécies, nenhum dos descritores espaciais apresentou valor significativo. Com isso, podemos inferir que o espaço não foi significativo para a estruturação dessa comunidade, apenas o ambiente. Assim, a partição de variância, realizada com os descritores ambientais (Fig. 6), indicou maior contribuição do Cluster 2 para o modelo (R^2 ajustado = 16,94%). No entanto, a maior fração foi atribuída aos resíduos (fração não explicada = 77,78%).

Discussão

Florística

Nosso estudo apontou maior riqueza das famílias Cyperaceae e Poaceae, que também foi evidenciada em outros estudos (Cervi *et al.* 2009; Pivari *et al.* 2008; Pivari *et al.* 2011; Pitelli *et al.* 2014). Cyperaceae é uma família cosmopolita, que normalmente ocorre em locais úmidos (Soltis *et al.* 2005), e destaca-se como a família de algumas das espécies invasoras de culturas mais agressivas, conhecidas como tiriricas (*Cyperus* spp.) (Souza & Lorenzi 2005). Seus representantes apresentam um sistema subterrâneo composto por rizomas, tubérculos ou estolões, que lhes confere maior eficiência na propagação vegetativa e favorecem seu domínio nos ambientes onde ocorrem (Goetghebeur 1998). Poaceae está entre as famílias de angiospermas mais amplamente distribuídas, principalmente nas regiões tropicais e subtropicais (Watson & Dallwitz 1992).

As plantas aquáticas apresentam diversas estratégias de dispersão, o que faz com que se tornem capazes de ampliar suas áreas de distribuição (Barrat-Segretain 1996). O gênero mais rico neste estudo, *Eleocharis*, apresenta reprodução tanto vegetativa quanto sexuada, e polinização realizada pelo vento (Trevisan & Boldrini 2008), e consta como um dos maiores gêneros pertencentes à família Cyperaceae (Judd *et al.* 2002), sendo também cosmopolita (Goetghebeur 1998). *Mikania Micrantha*, uma das espécies mais frequentes neste estudo, é uma espécie invasora

da família Asteraceae, que apresenta crescimento rápido e quando se estabelece no local sufoca as espécies de plantas nas proximidades (Zhang *et al.* 2004).

Fatores determinantes na distribuição de espécies

A estruturação da comunidade de plantas aquáticas foi influenciada por um conjunto de variáveis: pH, temperatura da água, temperatura do ar, nitrogênio kjeldahl e nitrogênio orgânico. Nossos resultados corroboram os de Aoki *et al.* (2017), que registraram pH e nitrogênio, além de profundidade e condutividade como fatores importantes para as plantas aquáticas, e de Murphy *et al.* (2003), que demonstraram que a disponibilidade de luz, o pH, a condutividade elétrica e a concentração de nutrientes nitrogenados e fosfatados podem influenciar os processos de colonização e dinâmica das comunidades de plantas aquáticas. A substituição de espécies ao longo dos gradientes limnológicos sugere uma alta diversidade beta e consequentemente, que as variáveis selecionadas são componentes importantes na estruturação dessa comunidade.

Há estreita interdependência entre as comunidades vegetais e o meio aquático com relação ao pH. Ele interfere de diversas maneiras no metabolismo das comunidades aquáticas, uma delas é atuando diretamente nos processos de permeabilidade da membrana celular, interferindo assim no transporte iônico entre os organismos e o meio (Esteves 1998). Pulido *et al.* (2015) registraram em seu estudo que o pH e a condutividade da água estão entre as variáveis mais importantes para predição da ocorrência da maioria das espécies nos sistemas de água doce, uma vez que a combinação de ambos determina a disponibilidade de carbono, essencial para o crescimento e sustentação vegetal.

A produtividade dessas plantas pode ter relação com vários fatores, dentre eles a concentração de nutrientes e a temperatura (Camargo *et al.* 2003). A temperatura é um fator importante no crescimento de plantas aquáticas, influenciando uma série de respostas fisiológicas (Pip 1989). Segundo Barko & Smart (1981) há substancial conhecimento a respeito da influência da temperatura da água na distribuição geográfica dessas espécies, e a temperatura pode influenciar

seus ciclos sazonais de crescimento. Em regiões tropicais, a ausência de estações climáticas bem definidas quanto à temperatura, pode implicar em variações menores de biomassa dessas plantas, de forma que nessas regiões os fatores determinantes na variação da produtividade são as estações de chuva e seca, além das variações de nível da água (Esteves 1998).

O nitrogênio é constituinte da biomassa das plantas aquáticas e é um importante elemento na composição de moléculas que atuam em processos metabólicos (Biudes & Camargo 2008). Sua participação na formação de proteínas, o torna um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos, e em baixas concentrações pode atuar como um fator limitante na produção primária desses ecossistemas (Esteves 1998). Isso é corroborado em estudos que apontam que ambientes com maiores concentrações de nitrogênio e fósforo apresentam maior frequência de ocorrência e maior produção primária de plantas aquáticas (Biudes & Camargo 2006; Thomaz *et al.* 2006). Como os locais amostrados estão localizados no “Arco do Desmatamento” e sofrem pressão antrópica, acabam ficando suscetíveis ao aumento da concentração deste nutriente.

A composição das comunidades pode ser determinada tanto por fatores locais (variáveis ambientais), quanto regionais (variáveis espaciais), e no presente estudo, o alto grau de correlação entre as variáveis ambientais e as espécies aponta para um forte controle local dessa comunidade. Não foi observada influência espacial na composição da comunidade, o que corrobora o estudo de Vanormelingen *et al.* (2008), no qual a diversidade da comunidade fitoplancônica estudada foi significativamente explicada apenas por variáveis ambientais locais. Dessa forma, chegamos à conclusão que os principais mecanismos que controlam a composição dessa comunidade têm relação com o nicho ecológico das espécies. Para Barendregt & Bio (2003) não existe uma variável mais importante responsável por explicar as comunidades de plantas aquáticas, cada espécie apresenta suas preferências no arranjo de variáveis. Isso corrobora o estudo de Pulido *et al.* (2015), onde a probabilidade de ocorrência das espécies estudadas foi explicada por arranjos diferentes de variáveis ambientais, que sugerem a existência de respostas individuais das espécies. Ou seja, as espécies provavelmente apresentam diferenciação de nicho, e conseqüentemente as próprias

preferências e tolerâncias a respeito das características físico-químicas da água, o que faz com que diferentes composições de comunidades sejam influenciadas por diferentes conjuntos de variáveis.

A importância das plantas aquáticas para a dinâmica dos ecossistemas e a pressão antrópica sofrida na área estudada, demonstram a importância deste estudo. Pesquisas ecológicas sobre essas plantas, que contribuam para o conhecimento sobre a ecologia das espécies e dos fatores ecológicos que atuam sobre elas, tornam-se indispensáveis para entender a diversidade do ecossistema. Nossos resultados demonstram a relevância das características físicas e químicas da água na estruturação e composição das comunidades de plantas aquáticas. Considerando o potencial dessa comunidade como bioindicadora, e que a transição Amazônia-Cerrado está exposta a problemas em decorrência da interferência humana, este estudo pode contribuir para conservação, restauração e manejo desses ecossistemas, uma vez que pode ajudar a prever as respostas das espécies aos impactos humanos.

Agradecimentos

Agradecemos ao Subprograma de Monitoramento de Macrófitas Aquáticas, da Usina Hidrelétrica (UHE) Sinop, pelo fornecimento dos dados para realização deste estudo. À especialista, Vali Joana Pott, pela ajuda na identificação das espécies. Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal/UFMS e à CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela concessão da bolsa.

Referências

- AB' Sáber AN. 2003. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. Ateliê Editorial.
- Aoki C, Teixeira-Gamarra MC, Gamarra RM, Medeiros SCH, Pott VJ, Damasceno-Junior GA, Pott A, Scremin-Dias E. 2017. Abiotic factors drive the structure of aquatic plant assemblages in riverine habitats of the Brazilian “Pantanal”. *Brazilian Journal of Botany* 40: 405-415.
- APG IV - Angiosperm Phylogeny Group. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 181: 1-20.
- Bao F, Leandro TD, Rocha M, Santos VS, Stefanello TH, Arruda R, Pott A, Damasceno-Júnior GA. 2018. Plant species diversity in a Neotropical wetland: patterns of similarity, effects of distance, and altitude. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 90: 85-97.
- Barendregt A, Bio AMF. 2003. Relevant variables to predict macrophyte communities in running Waters. *Ecological Modelling* 160: 205-217.
- Barko JW, Smart RM. 1981. Comparative influences of light and temperature on the growth and metabolism of selected submersed freshwater macrophytes. *Ecological Monographs* 51(2): 219-236.
- Barrat-Segretain MH. 1996. Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: a review. *Vegetatio* 123: 13-37.
- Bauman D, Drouet T, Dray S, Vleminckx J. 2018. Disentangling good from bad practices in the selection of spatial or phylogenetic eigenvectors. *Ecography (Cop.)*. 41: 1638-1649.
- Biudes JFV, Camargo AFM. 2006. Changes in biomass, chemical composition and nutritive value of *Spartina alterniflora* due to organic pollution in the Itanhaém River Basin (SP, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 66: 781-789.

- Biudes JFV, Camargo AFM. 2008. Estudos dos fatores limitantes à produção primária por macrófitas aquáticas no Brasil. *Oecologia Brasiliensis* 12: 7-19.
- Blanchet FG, Legendre P, Borcard D. 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89(9): 2623-2632.
- Borcard D, Gillet F, Legendre P. 2011. *Numerical ecology with R*. v1. Nova Iorque: Springer - Verlag. 306p.
- Braun-Blanquet V. 1979. *Fitosociología, bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid: H. Blume. 820p.
- Camargo AFM, Henry-Silva GG, Pezzato MM. 2003. Crescimento e produção primária de macrófitas aquáticas em zonas litorâneas. In: Henry R. (Ed.) *Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos*. Fundibio/Rima, São Carlos, 213-232.
- Casagrande GCR, Dos Reis C, Arruda R, De Andrade RLT, Barttirola LD. 2018. Bioaccumulation and Biosorption of Mercury by *Salvinia biloba* Raddi (Salviniaceae). *Water air and soil pollution* 229: 166.
- Cervi AC, Bona C, Chiara Moço MC, von Linsingen L. 2009. Macrófitas aquáticas do Município de General Carneiro, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica* 9: 215-222.
- Chavent M, Kuentz-Simonet V, Liquet B, Saraco J. 2012. ClustOfVar: an R package for the clustering of variables. *Journal of Statistical Software* 50(13): 1-16.
- Dray S, Legendre P, Blanchet G. 2007. Forward selection with permutation (Canoco p.46) (Version 0.0-7). http://r-forge.r-project.org/R/?group_id=195.
- Dray S, Legendre P, Peres-Neto PR. 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecol. Modell.* 196: 483-493. <https://doi.org/10.1016/J>
- Esteves FA. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. 2º ed. Rio de Janeiro: Interciência. 226p.
- Forzza, RC, Leitman PM, Costa AF, Carvalho Jr. AA, Peixoto AL, Walter BMT, Bicudo C, Zappi D, Costa DP, Lleras E, Martinelli G, Lima HC, Prado J, Stehmann JR, Baumgratz JFA,

- Pirani JR, Sylvestre L, Maia LC, Lohmann LG, Queiroz LP, Silveira M, Coelho MN, Mamede MC, Bastos MNC, Morim MP, Barbosa MR, Menezes M, Hopkins M, Secco R, Cavalcanti TB, Souza VC. 2017. Lista de espécies da flora do Brasil. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2017>.
- Françoso RD, Haidar RF, Machado RB. 2016. Tree species of South America central savanna: endemism, marginal areas and the relationship with other biomes. *Acta Botanica Brasilica* 30(1): 78-86.
- Freitas F, Lunardi S, Souza LB, Cassins JS, Arruda R, Andrade RLT, Battirola LD. 2018. Accumulation of copper by the aquatic macrophyte *Salvinia biloba* Raddi (Salviniaceae). *Brazilian Journal of Biology* 78: 133-139.
- Goetghebeur P. 1998. Cyperaceae. In: Kubitzki, K. (ed.). *The families and genera of vascular plants*. Springer, Berlin. p. 141-190.
- Hutchinson GE. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology* 22: 415-457.
- Judd WS, Campbell CS, Kellogg EA, Stevens PF. 2002. *Plant Systematics, a Phylogenetic Approach*. 2 ed. Sinauer Associates, Inc., Sunderland.
- Legendre P, Gallagher ED. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271-280.
- Lunardi S, Freitas F, Souza LB, Cassins JS, Arruda R, Barttirola LD, Andrade RLT. 2017. Effect of concentration and exposure time on copper accumulation in *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. (Pontederiaceae). *Scientific electronic archives* 10: 56-63.
- Mato Grosso. 2016. Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SEMA, Superintendência de Regularização e Monitoramento Ambiental. *Relatório de Monitoramento da Qualidade da Água da Região Hidrográfica Amazônica – 2012-2014*.
- Mueller Dombois D, Ellenberg H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: Wiley. 547 p.

- Murphy KJ, Dickinson G, Thomaz SM, *et al.* 2003. Aquatic plant communities and predictors of diversity in a sub-tropical river floodplain: the upper Rio Paraná, Brazil. *Aquatic Botany* 77: 257-276.
- Naimi B. 2017. usdm: Uncertainty Analysis for Species Distribution Models. R package version 1.1-18.
- Oden NL, Sokal RR. 1986. Directional autocorrelation: an extension os spatial correlograms to two dimensions. *Systematic Zoology* 35: 608-617.
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Wagner H. 2016. Vegan: community ecology package. R package version 2.0-3. Available at: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions, European Geosciences Union* 4(2): 439-473.
- Peres-Neto PR, Legendre P, Dray S, Borcard D. 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87: 2614-2625.
- Peres-Neto PR, Legendre P. 2010. Estimating and controlling for spatial structure in the study of ecological communities. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 19: 174-184. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00506.x>
- Pip E. 1989. Water temperature and freshwater macrophyte distribution. *Aquatic Botany* 34: 367-373.
- Pitelli RLCM, Pitelli-Merenda, AMCM, Pitelli RA, Siqueira RC, Barbosa HO, Jesus L. 2014. Composição específica e distribuição da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório de Aimorés. *Planta Daninha* 32: 475-482.
- Pivari MOD, De Melo PHA, Souza FS *et al.* 2018. New initiatives for Brazilian aquatic plant data management. *Acta Botanica Brasilica*. Submitted 24-Sep-2018.

- Pivari MOD, Ferreira RM, De Oliveira VB, Costa FM. 2011. Macrófitas aquáticas do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia* 62(4): 759-770.
- Pivari MOD, Pott VJ, Pott A. 2008. Macrófitas aquáticas de ilhas flutuantes (baceiros) nas sub-regiões do Abobral e Miranda, Pantanal, MS, Brasil. *Acta Botânica Brasilica* 22(2): 563-571.
- Pompêo M. 2008. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis* 12(3): 406-424.
- Pulido C, Riera JL, Ballesteros E, Chappuis E, Gacia E. 2015. Predicting aquatic macrophyte occurrence in soft-water oligotrophic lakes (Pyrenees mountain range). *Journal of Limnology* 74: 143–154.
- R Core Team, 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Santamaría L. 2002. Why are most aquatic plants widely distributed? Dispersal, clonal growth and small-scale heterogeneity in a stressful environment. *Acta Oecologica* 23: 137-154.
- Sokal RR. 1986. Spatial data analysis and historical processes. In: Diday E., et al. (eds) *Data analysis and informatics IV*. North-Holland, Amsterdam. pp. 29-43
- Soltis DE, Soltis PS, Endress PK, Chase MW. 2005. *Phylogeny and evolution of Angiosperms*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland.
- Souza VC, Lorenzi H. 2005. *Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APGII*. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum. 768p.
- Thomaz SM & Bini LM. 1998. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. *Acta Limnologica Brasiliensis* 10(1): 103-116.
- Thomaz SM, Pagioro TA, Bini LM, Murphy KJ. 2006. Effects of reservoir drawdown on biomass of three of aquatic macrophytes in a large sub-tropical reservoir Itaipu, Brazil. *Hydrobiologia* 570: 53–59.

- Thomaz SM. 2002. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. Edição Especial. Planta Daninha v(20): 21-33.
- Trevisan R, Boldrini II. 2008. Flora ilustrada do Rio Grande do Sul: O gênero *Eleocharis* R. Br. (Cyperaceae) no Rio Grande do Sul, Brasil. Revista Brasileira de Biociências 6(1): 7-67.
- Vanormelingen P, Cottenie K, Michels E, Muylaert K, Vyverman W, De Meester L. 2008. The relative importance of dispersal and local processes in structuring phytoplankton communities in a set of highly interconnected ponds. Freshwater Biology 53: 2170–2183.
- Watson L, Dallwitz MJ. 1992 onwards. The families of flowering plants: descriptions, illustrations, identification, and information retrieval. Version: 14th October 2018. delta-intkey.com.
- Zhang LY, Ye WH, Cao HL, Feng HL. 2004. *Mikania micrantha* H. B. K. in China – an overview. European Weed Research Society Weed Research 44: 42–49.

Tabelas

Tabela 1. Locais de coleta de plantas aquáticas ao longo do rio Teles Pires, seus afluentes e lagoas marginais.

Local	Latitude	Longitude	Descrição
TP1 (Teles Pires 1)	645222	8689539	Margem rio/mata ciliar
TP2 (Teles Pires 2)	641127	8709872	Margem rio/mata ciliar
TP3 (Teles Pires 3)	655376	8729768	Margem rio/mata ciliar
TP4 (Teles Pires 4)	658604	8735947	Margem rio/mata ciliar
TP5 (Teles Pires 5)	661103	8737752	Margem rio/mata ciliar
R-B.Mor (Ribeirão Baixada Morena)	675296	8723872	Córrego/campo e mata ciliar
R-Ca (Ribeirão Caldeirão)	654755	8730467	Margem rio/mata ciliar
R-Cu (Rio Curupy)	648085	8719292	Margem rio/mata ciliar
R-IP (Ribeirão Índio Possesso)	661183	8739533	Margem rio/mata ciliar
R-Ro (Ribeirão Roquete)	668717	8743274	Margem rio/mata ciliar
R-Sel (Ribeirão Selma)	671454	8717051	Córrego/campo e mata ciliar
R-Ve (Rio Verde)	621059	8681952	Margem rio/mata ciliar
L-Agu (Lagoa do Aguapé)	640251	8709415	Vegetação herbácea e arbustiva
L-BL (Lagoa Boca Larga)*	637284	8701437	Vegetação herbácea e arbustiva
L-Pdre (Lagoa do Padre)	636793	8705455	Mata ciliar
L-Cer (Lagoa da Cerâmica)*	638566	8703776	Vegetação herbácea e arbustiva

* Pontos excluídos da análise por não haver ocorrência de plantas aquáticas.

Tabela 2. Lista de espécies de plantas aquáticas registradas no rio Teles Pires, seus afluentes e lagoas marginais.

Família	Espécie
Alismataceae	<i>Echinodorus subalatus</i> (Mart.) Griseb.
Apocynaceae	<i>Tassadia berteriana</i> (Spreng.) W.D.Stevens
Araceae	<i>Spathiphyllum gardneri</i> Schott
	<i>Urospatha sagittifolia</i> (Rudge) Schott
Asteraceae	<i>Mikania cordifolia</i> (L.f.) Willd.
	<i>Mikania micrantha</i> Kunth
Characeae	<i>Nitella</i> sp.
Convolvulaceae	<i>Ipomoea rubens</i> Choisy
	<i>Ipomoea setifera</i> Poir.
Cucurbitaceae	<i>Melothria candolleana</i> Cogn.
	<i>Calyptracarya glomerulata</i> (Brongn.) Urb.
	<i>Cyperus blepharoleptos</i> Steud.
	<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Retz.
	<i>Cyperus mundtii</i> (Nees) Kunth
	<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.
	<i>Diplacrum capitatum</i> (Willd.) Boeckeler
	<i>Eleocharis acutangula</i> (Roxb.) Schult.
	<i>Eleocharis capillaris</i> C.B.Clarke
	<i>Eleocharis elegans</i> (Kunth) Roem. & Schult.
	<i>Eleocharis filiculmis</i> Kunth
	<i>Eleocharis geniculata</i> (L.) Roem. & Schult.
	<i>Eleocharis minima</i> Kunth
	<i>Fuirena umbellata</i> Rottb.
	<i>Rhynchospora</i> sp.1
Cyperaceae	<i>Rhynchospora</i> sp.2
	<i>Scleria secans</i> (L.) Urb.
Dilleniaceae	<i>Davilla nitida</i> (Vahl) Kubitzki
Eriocaulaceae	<i>Tonina fluviatilis</i> Aubl.
Fabaceae	<i>Chamaecrista rotundifolia</i> (Pers.) Greene
	<i>Chamaecrista</i> sp.

Família	Espécie
	<i>Mimosa pigra</i> L.
Gentianaceae	<i>Chelonanthus alatus</i> (Aubl.) Pulle
Hydrocharitaceae	<i>Apalanthe granatensis</i> (Bonpl.) Planch. <i>Egeria najas</i> Planch.
Lentibulariaceae	<i>Utricularia breviscapa</i> C.Wright ex Griseb. <i>Utricularia gibba</i> L.
Lythraceae	<i>Cuphea melvilla</i> Lindl.
Malvaceae	<i>Hibiscus furcellatus</i> Desr. <i>Pavonia sidifolia</i> Kunth <i>Urena lobata</i> L.
Mayacaceae	<i>Mayaca fluviatilis</i> Aubl. <i>Mayaca sellowiana</i> Kunth
Melastomataceae	<i>Aciotis acuminifolia</i> (Mart. ex DC.) Triana <i>Clidemia bullosa</i> DC. <i>Clidemia capipetala</i> D.Don <i>Clidemia novemnervia</i> (DC.) Triana
Onagraceae	<i>Ludwigia decurrens</i> Walter <i>Ludwigia leptocarpa</i> (Nutt.) H.Hara <i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven <i>Ludwigia torulosa</i> (Arn.) H.Hara <i>Ludwigia nervosa</i> (Poir.) H.Hara
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca</i> sp.
Plantaginaceae	<i>Bacopa scabra</i> (Benth.) Descole & Borsini <i>Limnophila sessiliflora</i> (Vahl) Blume
Poaceae	<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koeler <i>Echinochloa polystachya</i> (Kunth) Hitchc. <i>Hymenachne amplexicaulis</i> (Rudge) Nees <i>Luziola bahiensis</i> (Steud.) Hitchc. <i>Pariana radiciflora</i> Sagot ex Döll <i>Rugoloa hylaeica</i> (Mez) Zuloaga <i>Rugoloa pilosa</i> (Sw.) Zuloaga <i>Urochloa subquadripara</i> (Trin.) R.D.Webster
Polygonaceae	<i>Polygonum acuminatum</i> Kunth

Família	Espécie
	<i>Polygonum meisnerianum</i> Cham.
Polypodiaceae	<i>Cochlidium</i> sp.
Pontederiaceae	<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth <i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms
Pteridaceae	<i>Ceratopteris pteridoides</i> (Hook.) Hieron.
Ricciaceae	<i>Ricciocarpos natans</i> (L.) Corda
Rubiaceae	<i>Chiococca alba</i> (L.) Hitchc. <i>Psychotria amplexans</i> Benth. <i>Psychotria manausensis</i> Steyerl. <i>Sabicea aspera</i> Aubl.
Solanaceae	<i>Solanum glaucophyllum</i> Desf.
Sphenocleaceae	<i>Sphenoclea zeylanica</i> Gaertn.
Urticaceae	<i>Urera</i> sp.
Vitaceae	<i>Cissus spinosa</i> Cambess.
Xyridaceae	<i>Xyris jupicai</i> Rich.

Observação: duas espécies não foram identificadas, dessa forma foram excluídas da tabela.

Tabela 3. Agrupamento Hierárquico de Variáveis, grupos formados e suas respectivas variáveis ambientais.

Clusters	Variáveis ambientais
Cluster 1*	condutividade elétrica, profundidade estimada, sílica, sólidos dissolvidos, turbidez
Cluster 2*	pH, temperatura da água, temperatura do ar
Cluster 3	cor verdadeira
Cluster 4	DQO, OD
Cluster 5*	nitrogênio kjeldahl (NKT), nitrogênio orgânico
Cluster 6	nitrito
Cluster 7	<i>Escherichia coli</i> , fósforo total
Cluster 8*	potencial redox, ortofosfato
Cluster 9	coliformes totais, clorofila

*Grupos restantes após as tb-RDAs por grupos, os demais grupos foram excluídos por conterem variáveis desprezíveis ($p > 0,05$).

Tabela 4. Espécies que mais contribuíram para cada eixo da tb-RDA e seus respectivos scores.

Espécies	RDA1	Espécies	RDA2
<i>Urospatha sagittifolia</i>	0,348642	<i>Psychotria amplexans</i>	0,256258
<i>Psychotria amplexans</i>	0,299732	<i>Eichhornia crassipes</i>	0,224043
<i>Mimosa pigra</i>	-0,24803	<i>Mayaca fluviatilis</i>	-0,128276
<i>Cissus spinosa</i>	-0,219514	<i>Ludwigia leptocarpa</i>	-0,127957
<i>Cuphea melvilla</i>	-0,208223	<i>Eleocharis elegans</i>	-0,120788
<i>Eichhornia azurea</i>	-0,206264	<i>Aciotis acuminifolia</i>	-0,113533
<i>Polygonum acuminatum</i>	-0,132796	<i>Mayaca sellowiana</i>	-0,108724
<i>Rugoloa pilosa</i>	0,120304	<i>Cyperus blepharoleptos</i>	-0,108041
<i>Phytolacca</i> sp.	-0,11503	<i>Eleocharis filiculmis</i>	-0,103085
<i>Eleocharis elegans</i>	0,107572	<i>Rugoloa hylaeica</i>	-0,100889

Figuras

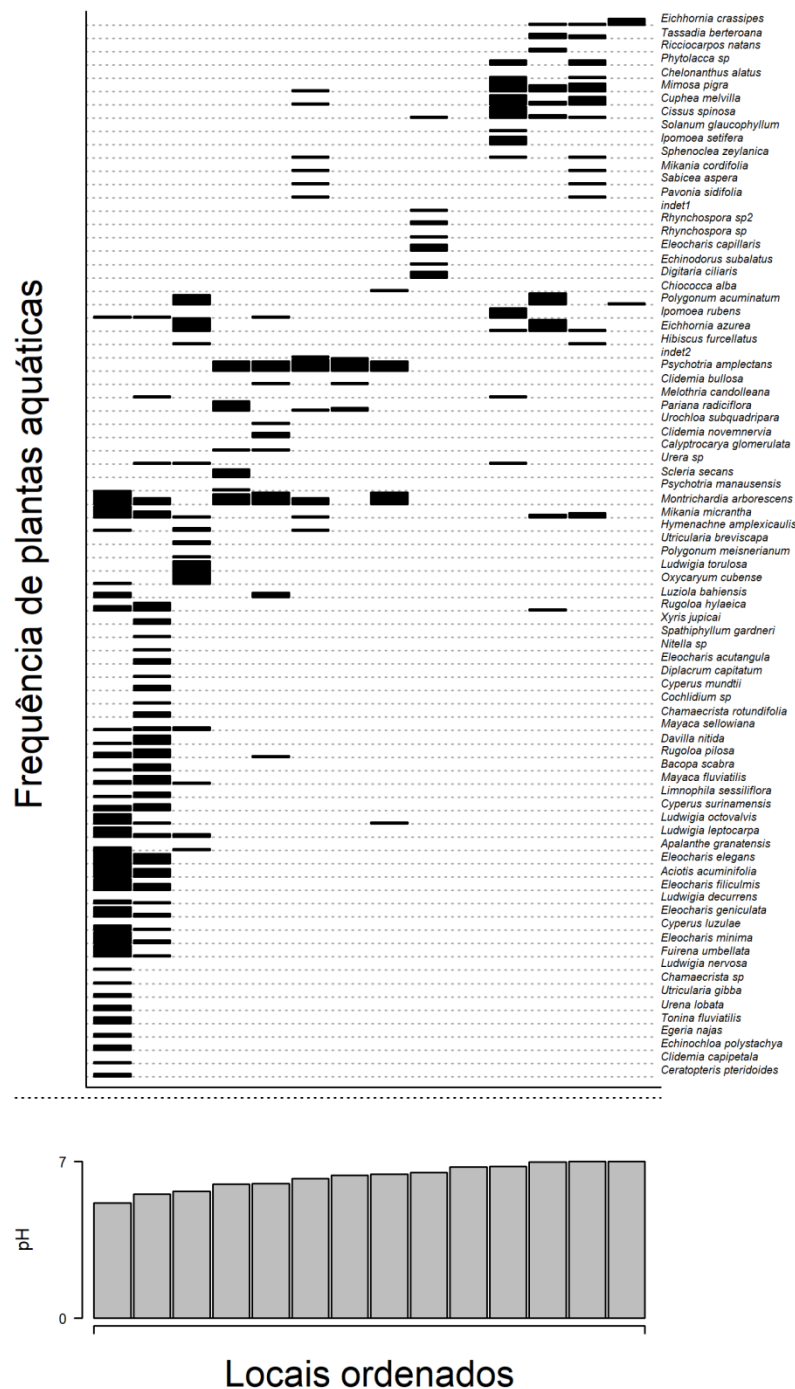


Figura 1. Frequência de plantas aquáticas registrada no rio Teles Pires, seus afluentes e lagoas marginais, ordenadas segundo o gradiente de pH. Frequência se refere à quantidade de ocorrências de plantas aquáticas nas coletas trimestrais ao longo dos dois anos de amostragens (detalhes em metodologia). Os pontos representam os locais amostrados e ordenados pelo gradiente de pH, o tamanho da barra representa a quantidade de vezes que a espécie ocorreu nas amostragens.

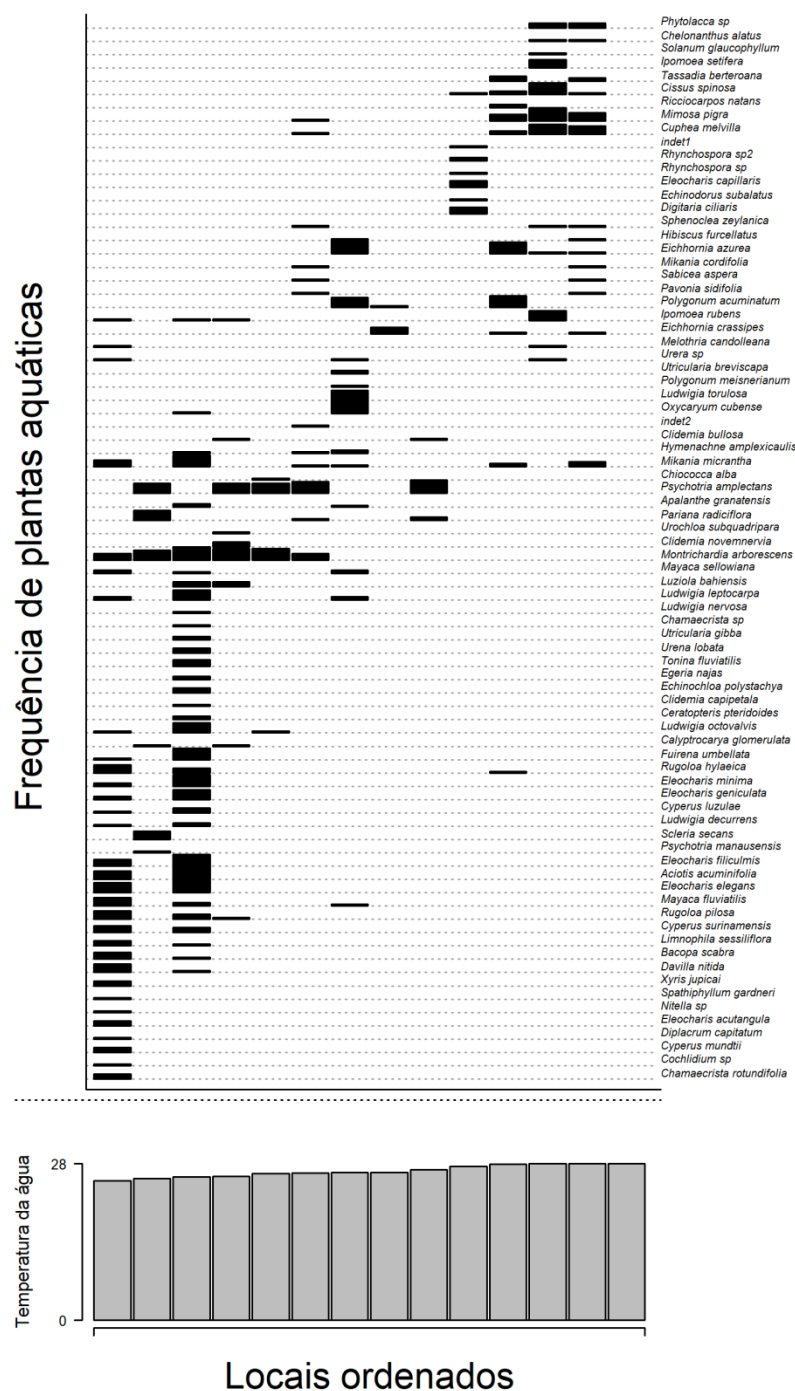


Figura 2. Frequência de plantas aquáticas registrada no rio Teles Pires, seus afluentes e lagoas marginais, ordenadas segundo o gradiente de temperatura da água. Frequência se refere à quantidade de ocorrências de plantas aquáticas nas coletas trimestrais ao longo dos dois anos de amostragens (detalhes em metodologia). Os pontos representam os locais amostrados e ordenados pelo gradiente de temperatura da água, o tamanho da barra representa a quantidade de vezes que a espécie ocorreu nas amostragens.

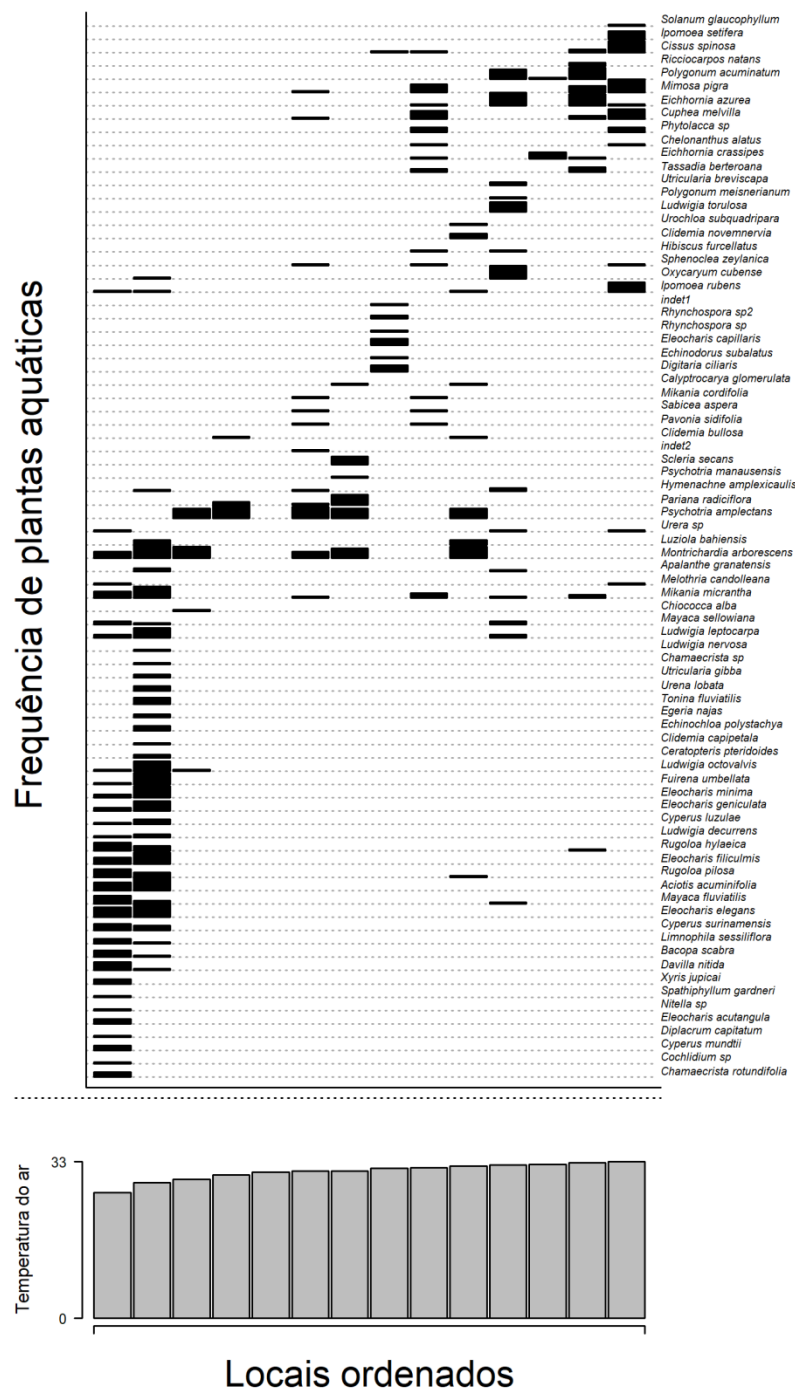


Figura 3. Frequência de plantas aquáticas registrada no rio Teles Pires, seus afluentes e lagoas marginais, ordenadas segundo o gradiente de temperatura do ar. Frequência se refere à quantidade de ocorrências de plantas aquáticas nas coletas trimestrais ao longo dos dois anos de amostragens (detalhes em metodologia). Os pontos representam os locais amostrados e ordenados pelo gradiente de temperatura do ar, o tamanho da barra representa a quantidade de vezes que a espécie ocorreu nas amostragens.

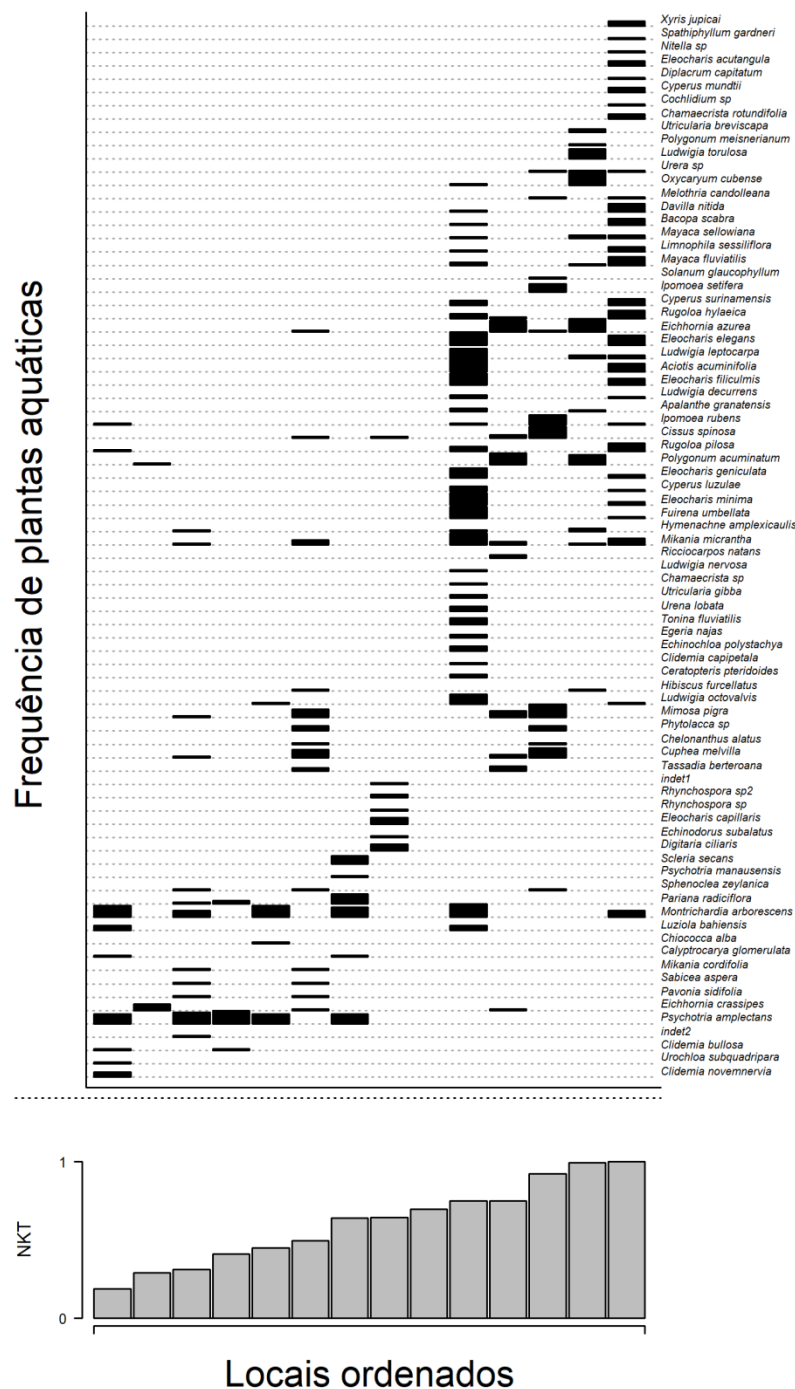


Figura 4. Frequência de plantas aquáticas registrada no rio Teles Pires, seus afluentes e lagoas marginais, ordenadas segundo o gradiente de NKT. Frequência se refere à quantidade de ocorrências de plantas aquáticas nas coletas trimestrais ao longo dos dois anos de amostragens (detalhes em metodologia). Os pontos representam os locais amostrados e ordenados pelo gradiente de NKT, o tamanho da barra representa a quantidade de vezes que a espécie ocorreu nas amostragens.

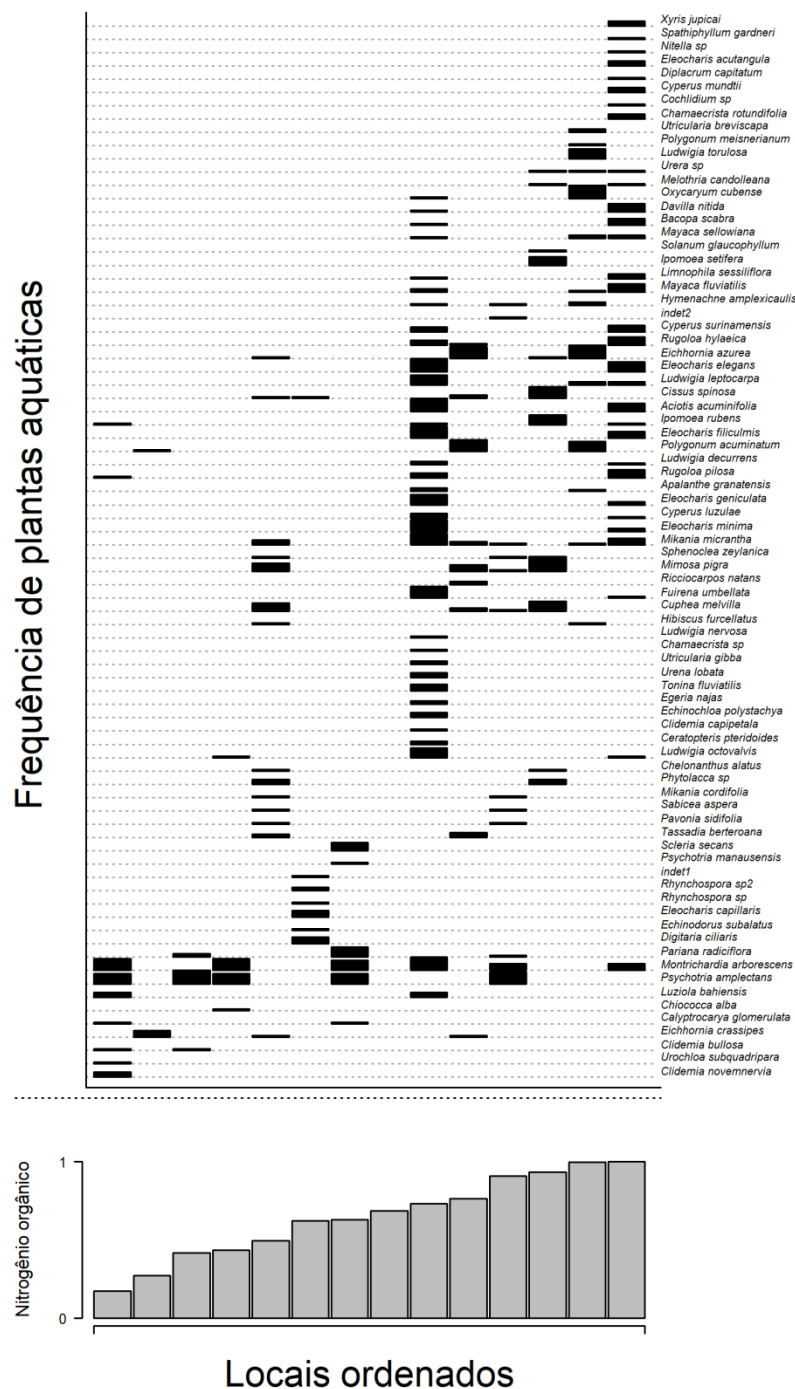


Figura 5. Frequência de plantas aquáticas registrada no rio Teles Pires, seus afluentes e lagoas marginais, ordenadas segundo o gradiente de nitrogênio orgânico. Frequência se refere à quantidade de ocorrências de plantas aquáticas nas coletas trimestrais ao longo dos dois anos de amostragens (detalhes em metodologia). Os pontos representam os locais amostrados e ordenados pelo gradiente de nitrogênio orgânico, o tamanho da barra representa a quantidade de vezes que a espécie ocorreu nas amostragens.

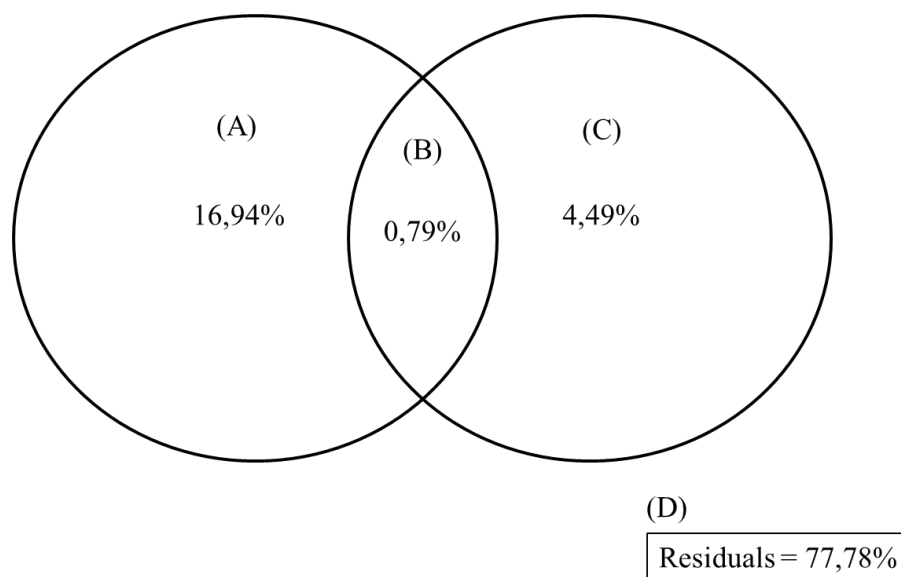


Figura 6. Partição de variância realizada puramente com preditores ambientais, uma vez que o espaço não foi significativo. [A] cluster 2, [B] cluster 2 e cluster 5, [C] cluster 5, [D] resíduos.

Anexo I: Material suplementar

Tabela S1. Médias das variáveis limnológicas registradas durante o estudo para os 14 locais de coleta com ocorrência de plantas aquáticas.

	TP1	TP2	TP3	TP4	TP5	R-B.Mor	R-Ca	R-Cu	R-IP	R-Ro	R-Sel	R-Ve	L-Agu	L-Pdre
P. estimada	5.8738	5.7738	2.54	3.3781	3.2038	1.8313	1.1188	1.8025	1.315	2.5625	1.6125	4.8256	1.53	2.01
T. do ar	31.0625	32.1875	31.2125	31.875	32.5	26	30.575	28.75	31.525	30.575	28.1375	29.75	31.75	30.3125
T. da água	26.8925	27.225	27.3625	25.8375	27.3125	24.36	25.7	25.5625	25.125	24.775	24.9875	26.25	25.825	27.3625
Condutividade elétrica	16.725	11.475	11.1	11.425	11.2625	4.7875	6.13	7.3	7.4125	7.3625	4.8863	6.8875	6.275	9.5625
pH	5.8925	6.335	6.34	6.3563	6.145	5.0175	5.66	5.8375	5.4513	5.4325	4.6638	5.7788	5.1463	6.1163
Cor verdadeira	41.25	31.125	26.625	31.5	27.125	26.375	32	28.75	30.5	37.75	28.75	20.375	34.5	24.375
Turbidez	21.415	16.035	17.29	19.095	14.7513	4.805	7.1288	6.3263	8.6688	10.5413	3.3425	6.8163	7.0025	11.2413
DQO	9.375	10.375	6.125	11.75	3.4375	7.8125	9.75	7.125	13.125	9.75	7.25	8	10.625	12
OD	6.5475	6.435	6.9275	6.8713	7.0888	6.6388	6.7913	7.0725	6.26	6.1713	4.815	6.3625	4.78	5.2288
NKT	0.5788	0.6738	0.4425	0.26	0.8275	0.8988	0.2788	0.4038	0.1688	0.575	0.6713	0.3675	0.8925	0.6238
Nitrato	0.2825	0.2425	0.2688	0.2488	0.2313	0.1813	0.215	0.5538	0.225	0.2363	0.1838	0.2088	0.2438	0.5913
N orgânico	0.5413	0.6675	0.4325	0.2363	0.815	0.8738	0.7913	0.3788	0.15	0.5488	0.6375	0.3625	0.8688	0.5988
F total	0.1263	0.06	0.055	0.0488	0.0938	0.0675	0.4425	0.0825	0.085	0.1938	0.0688	0.0525	0.045	0.1439
Ortofosfato	0.0385	0.0075	0.0089	0.0305	0.0364	0.007	0.0113	0.0036	0.0115	0.0048	0.0048	0.0133	0.0089	0.0225
SD	14.875	23.25	10.625	10.9125	10.125	4.25	6.5	7.625	7.625	7	4.25	7.375	6.5	9.75
Sílica	9.3125	8.7	8.6875	8.1875	8.7875	7.8625	7.375	6.9875	7.1125	8.025	8.2	6.7	6.9875	7
Potencial redox	176.9875	178.8875	186.925	183.4125	139.3125	192.3625	184.1875	192.9375	183.35	200.975	214.6125	204.3125	187.75	174.3
Clorofila	2.28	4.1453	4.1319	3.7843	0.7213	2.8955	1.362	1.4412	1.2914	0.7403	1.2604	2.7639	1.2108	3.0885

	TP1	TP2	TP3	TP4	TP5	R-B.Mor	R-Ca	R-Cu	R-IP	R-Ro	R-Sel	R-Ve	L-Agu	L-Pdre
Coliformes totais	178.8449	262.3569	244.9773	3.1808	3.0809	5.2875	7.7356	4.4296	10.8334	7.6063	4.2375	2.5149	5.6993	215.1433
<i>Escherichia coli</i>	92.625	61.25	209.25	187.125	108.625	304.8053	303.1712	198.625	219.1493	374.4914	100.75	92.75	113.5	25.25

P. estimada: Profundidade estimada; T. do ar: Temperatura do ar; T. da água: Temperatura da água; pH: Potencial Hidrogeniônico; DQO: Demanda química de oxigênio; OD: Oxigênio dissolvido; NKT: Nitrogênio Kjeldahl; N orgânico: Nitrogênio orgânico; F total: Fósforo total; SD: Sólidos dissolvidos.