



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

BIANCA MORELATTO DAL VESCO

**Relação entre a complexidade estrutural de macrófitas e os atributos da
assembleia de peixes em um reservatório Neotropical**

Maringá
2022

BIANCA MORELATTO DAL VESCO

Relação entre a complexidade estrutural de macrófitas e os atributos da assembleia de peixes em um reservatório Neotropical

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia.
Área de concentração: Ecologia e Limnologia

Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes

Maringá
2022

"Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

D152r Dal Vesco, Bianca Morelato, 1996-
Relação entre a complexidade estrutural de macrófitas e os atributos da assembleia de peixes em um reservatório Neotropical / Bianca Morelato Dal Vesco. -- Maringá, 2022.
39 f. : il. (algumas color.).
Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)-- Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2022.
Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes.
1. Peixes de água doce - Assembleia - Interação - Macrófitas aquáticas submersas - Reservatório de Itaipu - Paraná (Estado). 2. Peixes de água doce - Assembleia - Interação peixe-planta - Reservatório de Itaipu - Paraná (Estado). 3. Macrófitas aquáticas submersas - Interação peixe-planta - Complexidade estrutural - Reservatório de Itaipu - Paraná (Estado). I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.176309816

BIANCA MORELATTO DAL VESCO

Relação entre a complexidade estrutural de macrófitas e os atributos da assembleia de peixes em um reservatório Neotropical

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia e aprovada pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes
Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof.^a Dr.^a Natália Carneiro Lacerda dos Santos
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (PEA/UEM)

Aprovada em: 29 de abril de 2022.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

Agradeço:

Aos meus pais, Carmen e Osires, por toda criação e oportunidades que me deram até hoje. São anos fora de casa com algumas conquistas e muita saudade, obrigada pelo apoio para subir mais esse degrau;

Aos meus irmãos, tios e primos, pelo incentivo e apoio em todos esses anos na área acadêmica;

À família que pude escolher e que também me escolhem todos os dias, Izabela, Maria Paula e Vinícius, obrigada por esses 8 anos de parceria e conforto na amizade de vocês;

Às minhas afilhadas que nasceram durante a pandemia, Maitê e Manuela, ter conhecido vocês durante esses dois anos turbulentos me trouxe muita esperança por dias melhores;

Aos colegas de laboratório pela ajuda quando necessário e por todos os anos que já tínhamos convivido, levarei cada um de vocês no coração;

À minha eterna melhor amiga Fernanda Gritti, que divide comigo há quase 10 anos dias e noites, problemas e alegrias, medos e angústias, obrigada por cada palavra e cada dia ao seu lado;

À força, conforto e todo amor que você me deu nesses últimos meses, Ariadne;

Às inúmeras conversas, ao apoio diário e à nossa parceria, Suelen Rodrigues;

Às amigas Amanda Carres, Amanda Schroeder, Bárbara Barbieri e Bianca César o pelos anos de amizade e companheirismo;

À minha turma, eternamente lembrada como “turma da pandemia”; obrigada pela parceria e por termos nos reinventado juntos;

Aos amigos que possibilitaram a realização deste trabalho, Carolina, Willian e Yasmin, tenho completa certeza que nada teria acontecido sem a ajuda de vocês. Serei eternamente grata;

À secretária, Elizabete Custódio da Silva por todo suporte e auxílio prestado e ao Nupélia pela infraestrutura fornecida;

Ao meu orientador prof. Dr. Luiz Carlos Gomes, por toda instrução e apoio fornecido durante esses anos;

Ao CNPq/CAPES pela bolsa concedida e pelo financiamento do projeto de pesquisa.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Relação entre a complexidade estrutural de macrófitas e os atributos da assembleia de peixes em um reservatório Neotropical

RESUMO

A complexidade de *habitat* é um dos fatores determinantes para a manutenção da diversidade biológica e, avaliar sua influência, é um desafio que envolve muitas variáveis. As macrófitas submersas são responsáveis por alterar a complexidade dos *habitats*, podendo promover melhores condições de *habitat* para um maior número de espécies. Essas plantas geralmente colonizam ambientes lânticos naturais e, também, artificiais, como reservatórios, que possuem características abióticas favoráveis ao seu crescimento. A construção do reservatório de Itaipu favoreceu a proliferação de macrófitas devido às alterações na dinâmica da água. Avaliou-se a complexidade de *habitat*, proporcionada pelas macrófitas, está associada com mudanças nos atributos (abundância, riqueza e equitabilidade) e na composição da assembleia de peixes do reservatório de Itaipu. Foram utilizadas regressões lineares para verificar a relação entre a abundância, riqueza e equitabilidade com a complexidade de *habitat* (representada pela densidade de macrófitas - g/m^2). Na sequência uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) e correlações de Spearman foram utilizadas para avaliar as alterações na composição das assembleias de acordo com a densidade de macrófitas. Houve relação direta entre a complexidade de *habitat* e os atributos das assembleias. Também foi possível identificar relações entre a densidade de macrófitas com a composição das assembleias, contribuindo com conhecimento relacionado à preferência de espécies por ambientes com determinados níveis de complexidade. Dessa forma, é importante considerar o comportamento de algumas dessas espécies, conhecidas por causarem prejuízos econômicos e ecológicos aos locais, para as ações de manejo e conservação futuras.

Palavras-chave: Ambientes lânticos. Densidade de macrófitas. Reservatório de Itaipu. Sistemas Aquáticos.

Structural complexity of macrophytes and the attributes of the fish assemblage in a Neotropical reservoir

ABSTRACT

Habitat complexity is one of the main factors determining biological diversity and its assessment is a challenge that involves several variables. Submerged macrophytes are responsible for changes in habitat complexity and may enhance habitat conditions for different species. These plants usually colonize natural and artificial lentic environments, such as reservoirs, which have abiotic characteristics favorable to their establishment. The construction of the Itaipu Dam and the filling of the reservoir favored the establishment of macrophytes due to changes in flow dynamics. Therefore, the aim of this work was to evaluate whether habitat complexity, provided by macrophytes, is associated with changes in fish assemblage attributes (abundance, richness, and evenness) and composition. Linear regression models were applied to test the relationship between abundance, richness, and evenness with habitat complexity (expressed as macrophyte density - g/m²). In addition, Principal Coordinates Analysis (PCoA) and Spearman correlations were used to assess changes in the composition of fish assemblages according to macrophytes density. The results indicate a direct relationship between habitat complexity and fish assemblage attributes as well as associations between macrophyte density and fish assemblage composition, improving the knowledge about species preference for different levels of complexity. Thus, it is important to consider the behavior of species known to cause economic and ecological issues for future management and conservation efforts.

Keywords: Aquatic systems. Itaipu reservoir. Lentic habitats. Macrophyte density.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Aquatic Sciences*. Disponível em: <<https://www.springer.com/journal/27/submission-guidelines>>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	8
2	METODOLOGIA	10
2.1	Área de estudo	10
2.2	Coleta de dados	11
2.3	Análise de dados	13
3	RESULTADOS	15
3.1	Caracterização dos ambientes – variáveis abióticas	16
3.2	Atributos da assembleia de peixes e complexidade de <i>habitat</i>	18
3.3	Composição da assembleia de peixes	19
4	DISCUSSÃO	24
	REFERÊNCIAS	29
	APÊNDICE A - Auto vetores das variáveis na Análise de Componentes Principais (PCA).....	37
	APÊNDICE B - Valores de correlação dos eixos 1 e 2 da Análise de Coordenadas Principais (PCoA).....	37
	APÊNDICE C - Valores dos parâmetros das regressões lineares simples.....	38
	APÊNDICE D - Lista e classificação das espécies capturadas nas amostragens.....	39

1 INTRODUÇÃO

A complexidade de *habitat* é considerada um dos fatores determinantes para a diversidade biológica (MacArthur e MacArthur 1961), sendo usada como preditora para riqueza de espécies em uma ampla gama de escalas espaciais (Gaston 2000). Entretanto, avaliar a complexidade de *habitat* pode ser um processo complicado devido à diversidade de termos utilizados (Kovalenko et al. 2012), e das definições abrangentes, muitas vezes distintas, dependendo do autor (Stein et al. 2014). De fato, sabe-se que avaliar o nível de complexidade de determinado *habitat* é um desafio que envolve muitas variáveis e mecanismos, e não apenas a estrutura e a composição do *habitat* (Gratwicke e Speight 2005; Ortega et al. 2018). Os termos “heterogeneidade” e “complexidade” são frequentemente usados como sinônimos na literatura, embora possam significar aspectos diferentes do *habitat* (Tokeshi e Arakaki 2012). Enquanto a heterogeneidade de *habitat* se refere, principalmente, à presença e abundância de diferentes fatores geradores de sua estrutura (Bell et al. 1991), a complexidade se refere a abundância de elementos individuais que geram variabilidade na estrutura física deste (Stein et al. 2014; Granzotti et al. 2018; Mocq et al. 2021) e pode ser aplicada para todas as assembleias de organismos em diferentes escalas espaciais (Tokeshi e Arakaki 2012).

Embora seja incerto se a complexidade de *habitat* apresenta relações mais evidentes em ambientes terrestres ou aquáticos (Johnson et al. 2003; Ortega et al. 2018), acredita-se que sistemas aquáticos são os mais adequados para estudos de questões ecológicas relacionadas a este tema, dada a natureza da complexidade e às características ecológicas desses sistemas, em comparação com os terrestres (Tokeshi e Arakaki 2012). Por exemplo, o meio aquático é mais denso e viscoso e exerce maior força de arrasto sobre os organismos (Mann e Lazier 1996) que necessitam a presença dessas estruturas para refúgio, e também para evitar o grande gasto energético necessário para se manter em ambientes abertos à correnteza (Tokeshi e Arakaki 2012).

Dessa forma, macrófitas aquáticas representam organismos-chave em ecossistemas de água doce, uma vez que aumentam a disponibilidade de recursos alimentares e estruturam o *habitat*, contribuindo para elevar a diversidade das assembleias aquáticas (Raizer e Amaral 2001; Taniguchi et al. 2003; Thomaz et al. 2008; Mormul et al. 2011; Scheffers et al. 2014; Bracewell et al. 2018; Liu et al. 2020), sendo que os ambientes aquáticos que apresentam uma maior complexidade estrutural (promovida pela presença de macrófitas) podem fornecer melhores condições para um número maior de espécies (Heck e Westone 1977; Crowder e

Cooper 1982; Newman 1991; Taniguchi et al. 2003), especialmente de peixes (Laughlin e Werner 1980; Holland e Huston 1984). Esse aumento na complexidade também é considerado um fator importante na seleção dos *habitats* pelos peixes (Crowder e Cooper 1982; Killgore et al. 1989; Chick e McIvor 1994). Isso é particularmente importante para espécies de pequeno porte, uma vez que a presença de vegetação diminui as taxas de predação (Heck e Wetstone 1977) e aumenta a disponibilidade de abrigos para espécies forrageiras e formas juvenis (Savino e Stein 1982; Pelicice et al. 2008).

A presença de macrófitas em ambientes aquáticos e sua influência sobre as assembleias de peixes acaba sendo direcionada, principalmente, à ambientes lânticos, o que se deve a diversos fatores abióticos desses sistemas (Lacoul e Freedman 2006; Moi et al. 2020). A transparência da água, disponibilidade de nutrientes e velocidade de fluxo são fatores determinantes para o estabelecimento de macrófitas, sendo as duas primeiras, variáveis importantes na produção primária dessas plantas e são capazes de influenciar toda a estruturação dos bancos, tendo efeitos diretos na composição, distribuição e diversidade de espécies (Bini et al. 1999; Bini e Thomaz 2005; Pierini e Thomaz 2009; Barbosa et al. 2014; Dar et al. 2014; Noleto et al. 2019; Sarvala et al. 2020; Jin et al. 2020). Nesse contexto, semelhante aos ambientes lânticos naturais, os ambientes lânticos artificiais (Coladello et al. 2020), como reservatórios, também apresentam inúmeras características favoráveis para o desenvolvimento de macrófitas (Thomaz 2002).

A construção de reservatórios provoca diretamente, nos corpos hídricos, a alteração na transparência da água e o aumento das concentrações de nutrientes (Agostinho et al. 2007). O caráter lântico dos reservatórios promove a deposição de sedimento e nutrientes o que aumenta a penetração da luz. Essas alterações nos corpos hídricos podem favorecer o desenvolvimento rápido de diferentes espécies de macrófitas submersas (Pieterse e Murphy 1990), sendo que o crescimento dessa vegetação é comum em grandes reservatórios de regiões tropicais e subtropicais (Bini et al. 1999; Pavão et al. 2017). As macrófitas influenciam em diversas propriedades físicas e químicas na coluna de água, com consequências notáveis na diversidade e composição das assembleias de peixes (Thomaz e Cunha 2010), como o seu papel na ciclagem de nutrientes (Carignan e Kalff 1980; Camargo et al. 2003) e também representam um dos componentes de *habitat* mais importante para os peixes (Pelicice et al. 2008). Embora a colonização dos reservatórios por macrófitas seja um fator relevante para a manutenção da biodiversidade aquática e das funções ecológicas desses ecossistemas, a intensidade dessa colonização ainda é uma discussão importante (Thomaz 2002; Thomaz et al. 2003; Bracewell et al. 2018).

O reservatório de Itaipu, formado a partir da inundação do Salto de Sete Quedas, uniu duas ecorregiões hidrográficas distintas do rio Paraná (Júlio Jr et al. 2009; Rodrigues et al. 2018) e modificou uma grande quantidade de *habitats* (Agostinho et al. 2007) devido ao fato de ter removido uma barreira geográfica, proporcionando dessa forma a invasão de espécies (Agostinho et al. 2016; Arantes et al. 2019), e também modificou os padrões de distribuição dos peixes (Agostinho et al. 2016). Nas regiões litorâneas do reservatório, se encontra uma maior diversidade de espécies de peixes (Agostinho et al. 2007), devido à maior produtividade desses locais (Agostinho et al. 1999). Embora exista um grande impacto antropogênico nestes ambientes, devido ao turismo e atividade pesqueira, observa-se que características ambientais, como a presença de bancos de macrófitas, favorecem uma maior diversidade de espécies nestas regiões (Agostinho et al. 1999; Agostinho et al. 2007; Hatcher et al. 2019).

Sabendo que a presença de macrófitas pode favorecer a maior diversidade de *habitat*, fornecer refúgio e alimentos para os peixes, assim como a importância em aprofundar os estudos sobre a complexidade de *habitats* em reservatórios, proporcionada por essas macrófitas, o principal objetivo deste trabalho foi avaliar a relação entre as macrófitas submersas com os atributos da assembleia de peixes. A hipótese testada foi de que a alteração na complexidade de *habitat*, proporcionada pelas macrófitas, está associada com mudanças nos valores dos atributos da assembleia de peixes, tendo como previsões: (i) o aumento da densidade de macrófitas será diretamente associado ao aumento na abundância, riqueza e equitabilidade de espécies da assembleia de peixes; e (ii) aumento da densidade de macrófitas possuirá uma relação direta com as alterações na composição da assembleia de peixes, observada a partir de mudanças na composição de espécies e na variabilidade das suas abundâncias relativas.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O reservatório de Itaipu está localizado no curso superior do rio Paraná, ao longo da fronteira entre Brasil e Paraguai. Foi formado a partir da construção da barragem de Itaipu em 1982 (Oliveira et al. 2005) e possui 151 km de extensão, 1.350 km² de área inundada e, em média, 22 metros de profundidade (Affonso et al. 2016). O reservatório tem como principal função a geração de energia elétrica, e também é utilizado para pesca, navegação, turismo e abastecimento de água (Oliveira et al. 2005; Fig. 1).

Os reservatórios seguem um padrão de zonação longitudinal (Thorton 1990) e gradientes transversais que podem ser classificados como lóticos (tributários do reservatório), nos quais a velocidade da corrente de água é maior, e lênticos (braços do reservatório), onde a velocidade da água é mais lenta (Oliveira et al. 2005). Nos reservatórios, as macrófitas colonizam as suas margens, geralmente em áreas rasas próximas aos tributários (Thomaz et al. 1999).

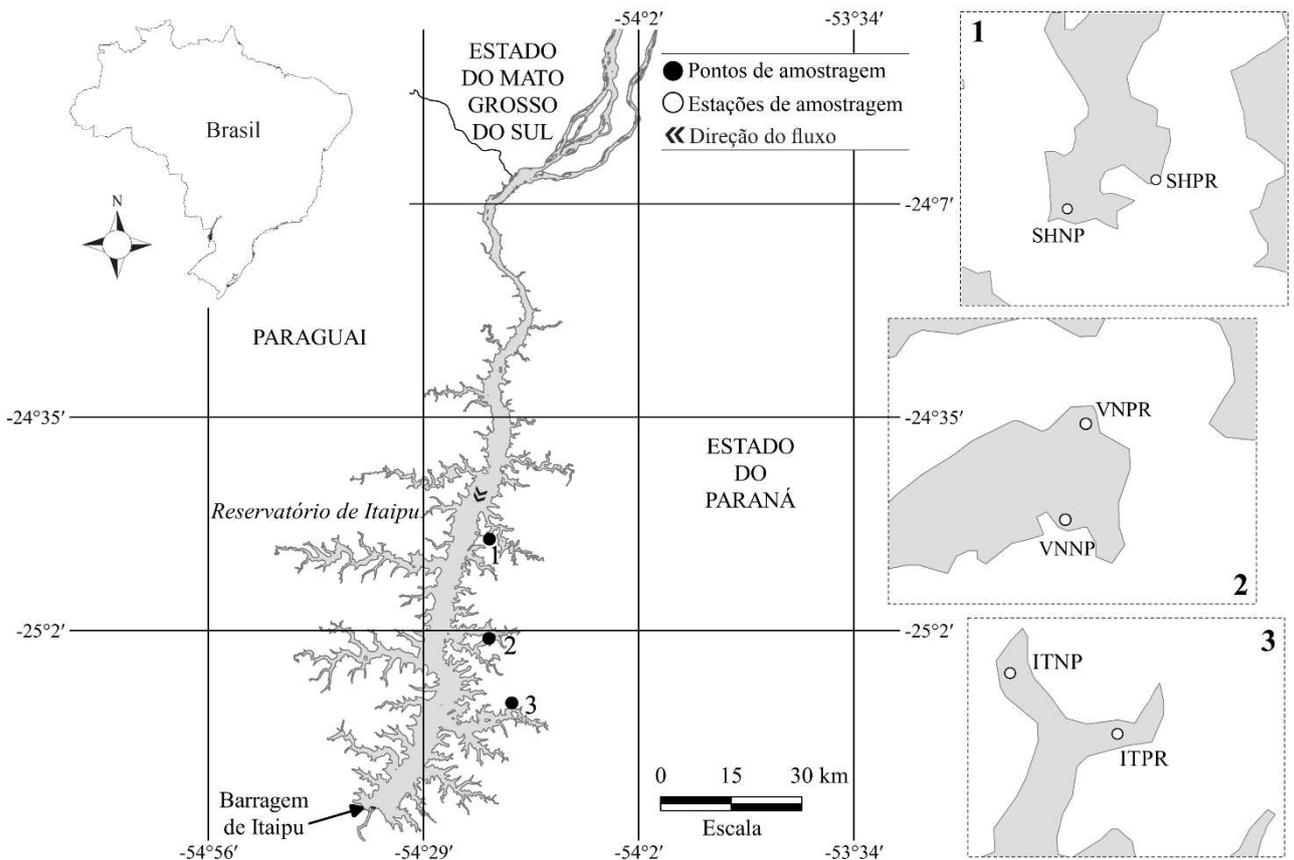


Fig. 1– Mapa do reservatório de Itaipu representando os pontos de coleta. 1) Santa Helena, PR; 2) Balneário Vila Natal, Missal, PR; 3) Balneário Jacutinga, Itaipulândia, PR. SH: Santa Helena; VN: Vila Natal; IT: Itaipulândia; PR: Praia; NP: Não Praia.

2.2 Coleta de dados

As amostragens foram realizadas trimestralmente, durante o ano de 2019, em três pontos alocados na zona lacustre do reservatório de Itaipu (Santa Helena; Vila Natal e Itaipulândia; braços do reservatório). Em cada ponto de amostragem foram estabelecidas duas estações, sendo uma alocada em praia artificial (PRAIA), com maior influência antrópica (turismo e pesca) e uma estação afastada da área de praia artificial (NÃO PRAIA), local com menor influência antrópica. As amostragens foram conduzidas de forma padronizada, com 3 réplicas em cada estação de amostragem, totalizando 18 amostras por mês de coleta.

Redes de cerco com saco adaptadas para esse projeto foram usadas para as coletas, sendo essas redes operadas com auxílio de mergulhadores para remoção das macrófitas dentro da área cercada e para garantir a operação adequada da rede. A rede de cerco tem malha de 5 mm, com 30 m de comprimento, 6 m de altura e um saco (bolsa) na região inferior central. Sua borda inferior (fundo) é dotada de lastro (corrente, anilhas e cabo para fechamento) e a superior, de flutuadores. Em cada estação de amostragem, três áreas foram aleatoriamente delimitadas com 4 hastes (metálicas), formando um quadrilátero com 5 x 5 m (Fig.2). No dia seguinte, durante a manhã, as redes foram lançadas formando o cerco e, após a mensuração das variáveis abióticas e remoção das macrófitas, as redes foram recolhidas para a coleta de peixes.



Fig.2 – Representação da rede de cerco em operação. Saco da região inferior não representado.

Depois de instaladas as redes de cerco, os valores de temperatura da água (termômetro; °C), transparência da água (Disco de Secchi; cm), pH (pHmetro), condutividade elétrica (condutivímetro; $\mu\text{S}/\text{cm}$), oxigênio dissolvido (oxímetro; mg/L) foram determinados na área cercada (superfície e fundo), antes da remoção das macrófitas e dos peixes.

A biomassa de macrófitas no interior do cerco foi estimada com o auxílio de um garfo (giro de 360°). Esse garfo foi operado 3 vezes, para determinar a quantidade de macrófitas na área do cerco, conforme metodologia apresentada em Pulzatto et al. (2019). Após serem retiradas, as macrófitas foram acondicionadas em sacos. Na sequência, o restante das macrófitas foi removido da rede de cerco para coleta dos peixes. Após o fechamento do cerco, os peixes foram direcionados para o saco da rede. Todos os peixes capturados foram anestesiados, sacrificados, fixados e preservados em solução de formaldeído 10% da solução comercial. Em seguida, os peixes foram acondicionados em tambores devidamente

etiquetados e transportados para os laboratórios do Nupélia/UEM/Maringá. Cada peixe capturado foi identificado, numerado e etiquetado. Em seguida, foram registradas informações de data e estação de amostragem, período de captura, número do exemplar e espécie do exemplar, para fornecerem as informações necessárias para as análises.

Em laboratório, as macrófitas coletadas foram lavadas em água corrente para remover o excesso de sedimentos, separadas, identificadas e acondicionadas em sacos de papel, devidamente etiquetados. Esse material foi acondicionado em estufa de secagem até o peso ficar constante (peso seco). A partir destas amostras coletadas com o garfo, obteve-se a biomassa por unidade de área (g/m^2), através da equação proposta para as mesmas espécies de macrófitas por Pulzatto et al. (2019).

As espécies de macrófitas coletadas foram a *Hydrilla verticillata* (Lf) Royle e a *Egeria najas* Planch. A primeira é classificada como invasora para a região, sendo uma espécie cosmopolita originária da Ásia, com capacidade de reprodução e desenvolvimento em ampla variação de condições químicas da água (Langeland 1996), sendo responsável por causar danos econômicos e ecológicos quando presente em altas densidades (Langeland 1996; Sousa 2011) e, desde 2007, encontra-se estabelecida na região do reservatório de Itaipu (Thomaz et al. 2009). Já a espécie *E. najas*, nativa da América do Sul, sendo sua biomassa afetada negativamente pela *H. verticillata* (Sousa 2011; Silveira et al. 2018). Ambas pertencem à família Hydrocharitaceae e apresentam características morfológicas e ecologicamente semelhantes, tornando-as competidoras em potencial (Florêncio et al. 2021). Algumas amostras também continham a espécie *Chara* sp. associada, gênero composto por algas de ambientes aquáticos continentais que podem coocorrer com outras espécies submersas, como as macrófitas do local (Mormul et al. 2010).

2.3 Análise de dados

Para caracterização dos ambientes e identificação de possíveis padrões nas variáveis ambientais, foi aplicada uma Análise de Componentes Principais (PCA) (Legendre e Legendre 1998; Fig.3). Para essa análise, as variáveis ambientais registradas no momento das coletas (temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e profundidade de Secchi), foram sumarizadas em uma matriz e normalizadas (média zero e variância 1), para remover efeito das diferentes escalas. Os eixos da PCA retidos para interpretação foram aqueles com autovalores maiores que 1, conforme o critério de Kaiser-Guttman

(Jackson1993). Os escores dos eixos retidos para interpretação foram gerados e analisados quanto as suas variações espaciais e temporais (pontos de amostragens e meses de coleta).

A biomassa das macrófitas em peso seco foi usada como indicador da complexidade estrutural das áreas amostradas com macrófitas submersas. Como todas as macrófitas coletadas foram submersas, existe uma associação positiva entre a biomassa das macrófitas e a complexidade de *habitat*, uma vez que a biomassa maior indica maior presença de estruturas vegetais (caules e folhas) que, conseqüentemente, aumentam a complexidade estrutural dos *habitats*.

Com o objetivo (predição I) de verificar a influência da complexidade de *habitat* proporcionada pela densidade de macrófitas sobre os atributos da assembleia de peixes (abundância, riqueza (S) e equitabilidade (J’); Pielou 1975), foram feitas regressões lineares simples para cada um dos atributos e a densidade de macrófitas (g/m^2) como variável preditora (Fig. 3). Exclusivamente para a análise com abundância, os dados da matriz original foram transformados por raiz quadrada. Os pressupostos de normalidade e homogeneidade foram testados para os três atributos. Para riqueza e abundância a distribuição que melhor se adequou aos dados foi a binomial negativa e para equitabilidade, foi utilizada a distribuição normal (Shapiro-Wilk $p>0,05$). A homogeneidade dos resíduos foi inspecionada para os três modelos.

Com o intuito de identificara relação entre a densidade de macrófitas possui relação com a composição das assembleias de peixes (predição II), nas praias e não praias, os dados de abundância de peixes foram sumarizados em por uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) (Legendre e Legendre 1998). Nesse caso, a abundância das espécies foi sumarizada em uma matriz, com a transformação dos valores brutos em $\log(x+1)$ (para remover o efeito de valores de abundância muito elevados), controlando as amostras (estação de amostragem, mês de coleta e a réplica). As amostras dos diferentes pontos foram consideradas independentes entre si, uma vez que, o nível de complexidade dos bancos de macrófitas pode fornecer *habitats* para assembleias de peixes funcionalmente diferentes, embora os ambientes sejam próximos (Quirino et al. 2021).

A partir dos dados de abundância, foi obtida uma matriz de parecnça com a similaridade de Bray-Curtis. Dessa matriz de similaridade foi gerada a PCoA, no qual pontos próximos no gráfico da ordenação apresentam composição similar da fauna de peixes. Os dois

primeiros eixos da PCoA foram retidos para interpretação, pois normalmente representam a maior parte das variações na similaridade entre as amostras (Legendre e Legendre 1998).

Para identificar as espécies de peixes que mais influenciaram os possíveis padrões representados na PCoA, foi feita uma correlação de Spearman entre escores dos eixos retidos para interpretação com a abundância das espécies (matriz de dados originais; para mais detalhes, ver Gomes et al. 2012; Fig.3). Por fim, foram realizadas correlações de Spearman entre os dois primeiros eixos da PCoA e a densidade de macrófitas (g/m^2) para avaliar se existe relação entre a complexidade de *habitat* e a composição da ictiofauna nos diferentes locais (predição II; Fig.3). Essas relações foram exploradas graficamente e as tendências foram descritas.

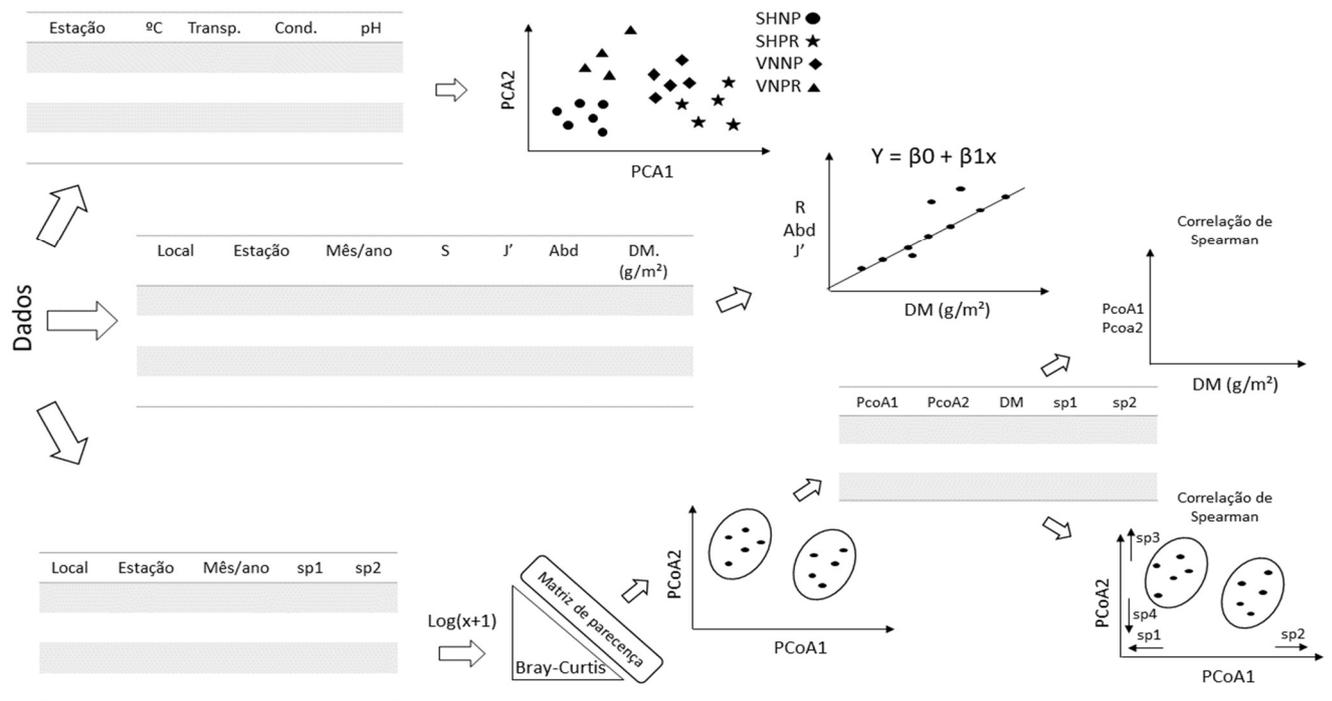


Fig.3 - Diagrama representativo das análises que foram realizadas no estudo. SHNP, SHPR, VNNP, VNPR: representam as estações de coleta (SHNP: Santa Helena Não Praia; SHPR: Santa Helena Praia; VNNP: Vila Natal Não Praia; VNPR: Vila Natal Praia); S, J, Abd: representam os atributos da assembleia (S: Riqueza; J: Equitabilidade; Abd: Abundância); DM: densidade de macrófitas – g/m^2).

3 RESULTADOS

Do total de 72 amostras, não foram registradas macrófitas em 17 (23,6%), sendo que 15 ocorreram em Santa Helena (praia e não praia) em fevereiro (seis amostras; praia e não praia), maio (seis amostras; praia e não praia) e agosto (três amostras; praia) e duas em Itaipulândia (praia) em novembro de 2019. Das amostras com macrófitas, 45 (62,5%) tinham

E. najas, nove (12,5%) tinham *H. verticillata* e uma (1,4%) amostra tinha *E. najas* e *Chara* sp. Todas as amostras com *H. verticillata* foram registradas em Santa Helena (praia e não praia), a partir da terceira campanha, ou seja, agosto de 2019.

3.1 Caracterização dos ambientes – variáveis abióticas

Seguindo o critério de Kaiser-Guttman, os dois primeiros eixos da PCA foram retidos para interpretação. O eixo 1 da PCA representou 44,22% da explicação e o eixo 2, 26,1%, sendo que as variáveis mais correlacionadas com a PCA1 foram temperatura da água (positivamente) e oxigênio dissolvido (negativamente). Em relação a PCA2, a variável mais correlacionada foi o pH (negativamente; Apêndice A).

A análise não evidenciou padrões de diferenciação entre todos os locais amostrados. Foi possível apenas observar uma tendência de diferença do pH, em três pontos da estação Santa Helena – não praia (SHNP), em relação a PCA2; (Fig. 4). Então, no geral, não houve tendências entre as variáveis abióticas nas estações de amostragem (PR e NP) de cada local (SH, VN, IT), sendo possível afirmar que a principal fonte de variação entre os dados utilizados, não é espacial.

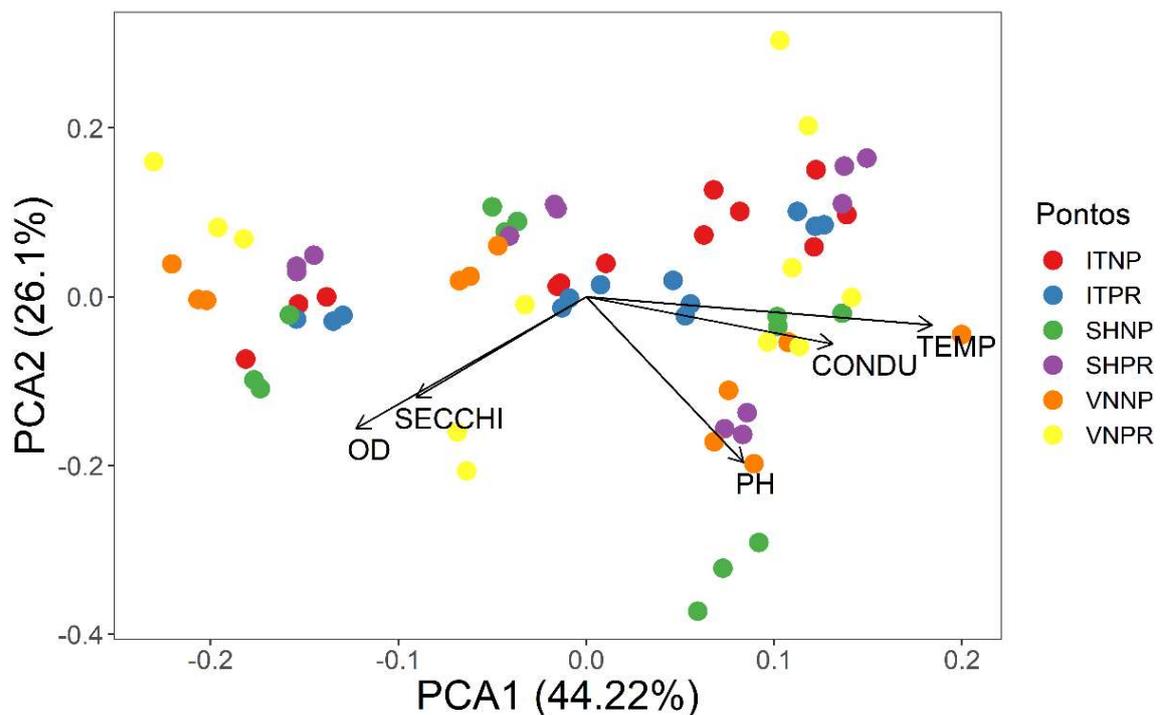


Fig.4 – Análise de Componentes Principais (PCA) com as variáveis abióticas coletadas em todos os pontos. Eixo 1: PCA1; Eixo 2: PCA2. SH: Santa Helena; VN: Vila Natal; IT: Itaipulândia; PR: Praia; NP: Não praia.

SECCHI: Transparência da água; CONDU: Condutividade elétrica; TEMP: Temperatura da água; OD: Oxigênio dissolvido; PH: pH.

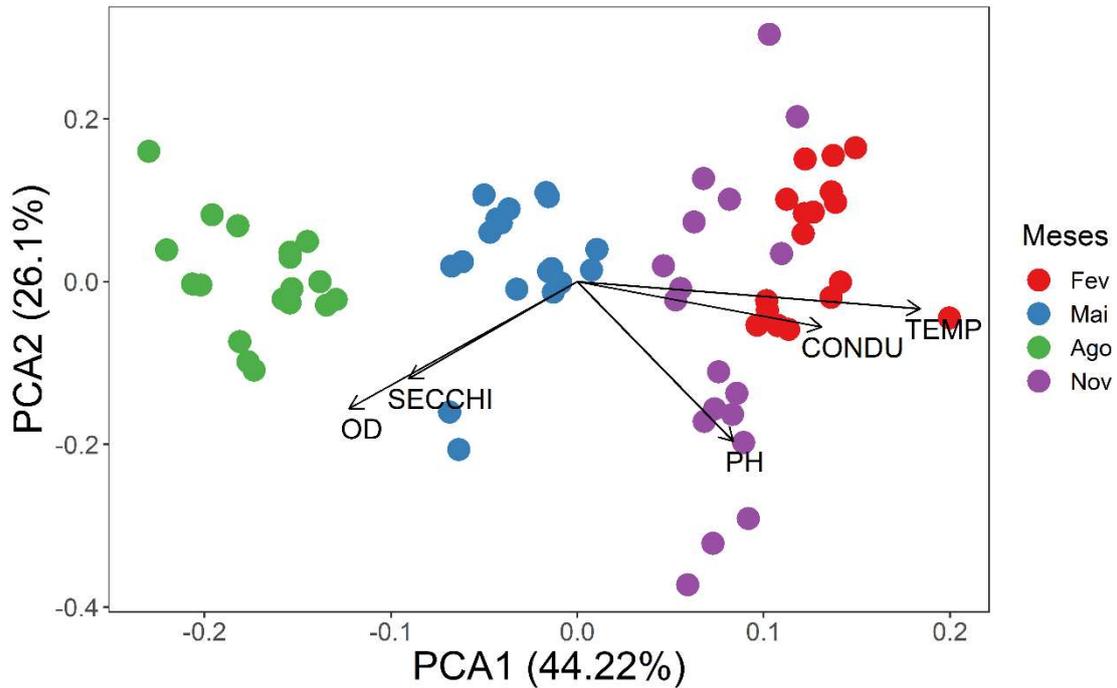


Fig. 5 - Análise de Componentes Principais (PCA) com as variáveis abióticas coletadas em todos os meses de coleta. SECCHI: Transparência da água; CONDU: Condutividade elétrica; TEMP: Temperatura da água; OD: Oxigênio dissolvido; PH: pH.

Algumas tendências de variação espacial e temporal foram mais visíveis com os escores analisados separadamente, de acordo com os eixos. Sendo assim, pela análise do PCA1 fica evidente que não existem padrões de variação na escala espacial (Fig.6a), mas sim uma forte variação na escala temporal (Fig. 5; Fig.6b). Para o PCA2 os escores mais evidentes foram da estação Santa Helena não praia (SHNP; Fig.6c), valores provavelmente registrados em novembro de 2019, pois foi o mês com uma tendência de se distanciar das demais (Fig. 5; Fig.6d).

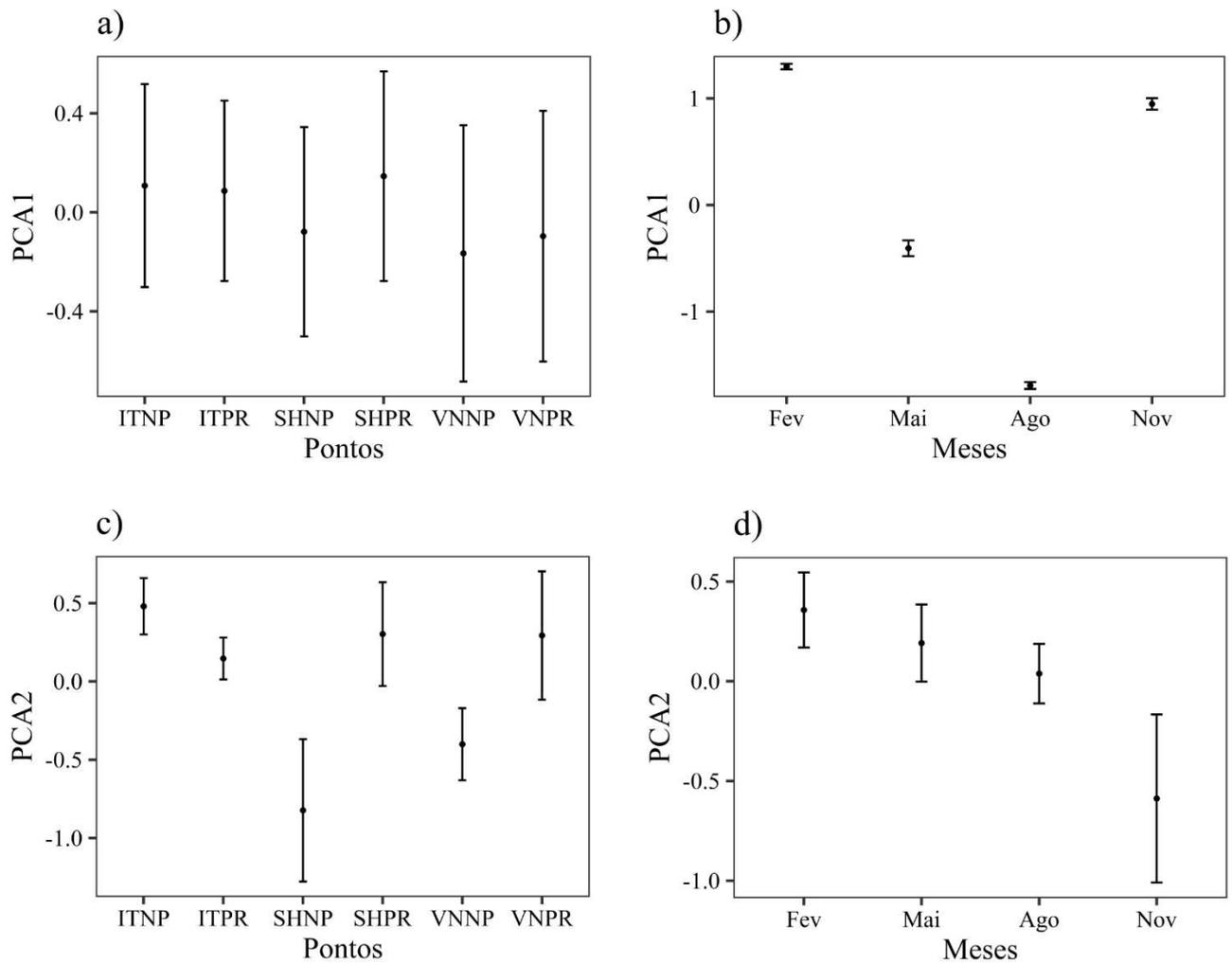


Fig.6 – Média dos escores dos eixos retidos para interpretação (Eixo 1: PCA1; Eixo 2: PCA2) por ponto de coleta (A e C) e por mês (B e D). SH: Santa Helena; VN: Vila Natal; IT: Itaipulândia; PR: Praia; NP: Não praia. Barras representam o erro padrão.

3.2 Atributos da assembleia de peixes e complexidade de *habitat*

O modelo de regressão obtido para a abundância de peixes (número de indivíduos por ponto de coleta) evidenciou uma relação positiva entre esse atributo e a complexidade de *habitat* (densidade de macrófitas; Fig. 7a). Da mesma forma, para riqueza de espécies, também foi encontrada uma relação positiva com a complexidade de *habitat*, embora pareça existir um limite superior no número de espécies com o aumento da complexidade (densidade de macrófitas; Fig. 7b). Entretanto, a equitabilidade, foi encontrada uma relação negativa entre as variáveis, de forma que, com o aumento da complexidade de *habitat*, a equitabilidade apresentou uma redução (Fig.7c; ver Apêndice C para detalhes).

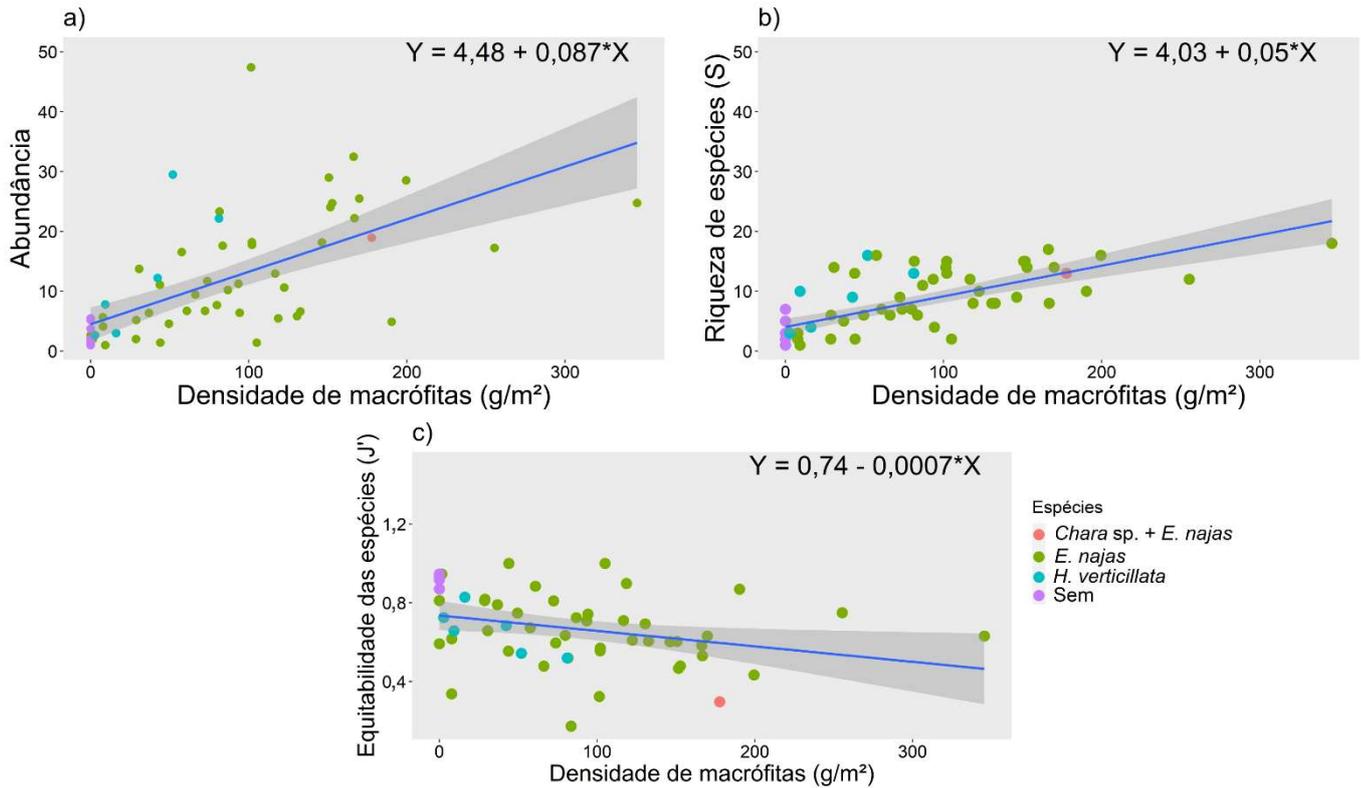


Fig.7 - Modelos das regressões lineares simples entre: a) abundância e a densidade de macrófitas (g/m^2); b) riqueza de espécies de peixes (S) e a densidade de macrófitas (g/m^2); c) equitabilidade de espécies de peixes (J') e a densidade de macrófitas (g/m^2).

3.3 Composição da assembleia de peixes

No total das coletas, foram registradas 35 espécies de peixes, todos pertencentes à Classe Osteichthyes, agrupados em 7 ordens (Characiformes, Cichliformes, Clupeiformes, Gymnotiformes, Siluriformes, Synbranchiformes e Pleuronectiformes). Dentre essas espécies, algumas são consideradas invasoras para a região como a *Cichla kelberi* Kullander e Ferreira, 2006 (tucunaré) e a piranha *Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1837 (Ota et al. 2018).

Os dois primeiros eixos da PCo A analisados com a finalidade de identificar possíveis padrões na composição das assembleias de peixes associadas às macrófitas, nas regiões de praia e não praia, representaram 47% das variações na similaridade entre as amostras (PCoA1: 33,96% e PCoA2: 13,37%; Fig.8). De forma geral, foi possível observar algumas tendências de distanciamento dos ambientes na ordenação. No eixo 1 (PCoA1) verificou-se uma maior proporção de amostras de Itaipulândia praia (ITPR – cor azul) posicionadas à direita. Enquanto à esquerda da PCoA1 foi possível encontrar maior proporção de amostras de Vila Natal não praia (VNNP – cor laranja). Já no eixo 2 (PCoA2), a maioria das mostras de

Itaipulândia não praia (ITNP - cor vermelha) foram as mais relacionadas com escores negativos (Fig.8).

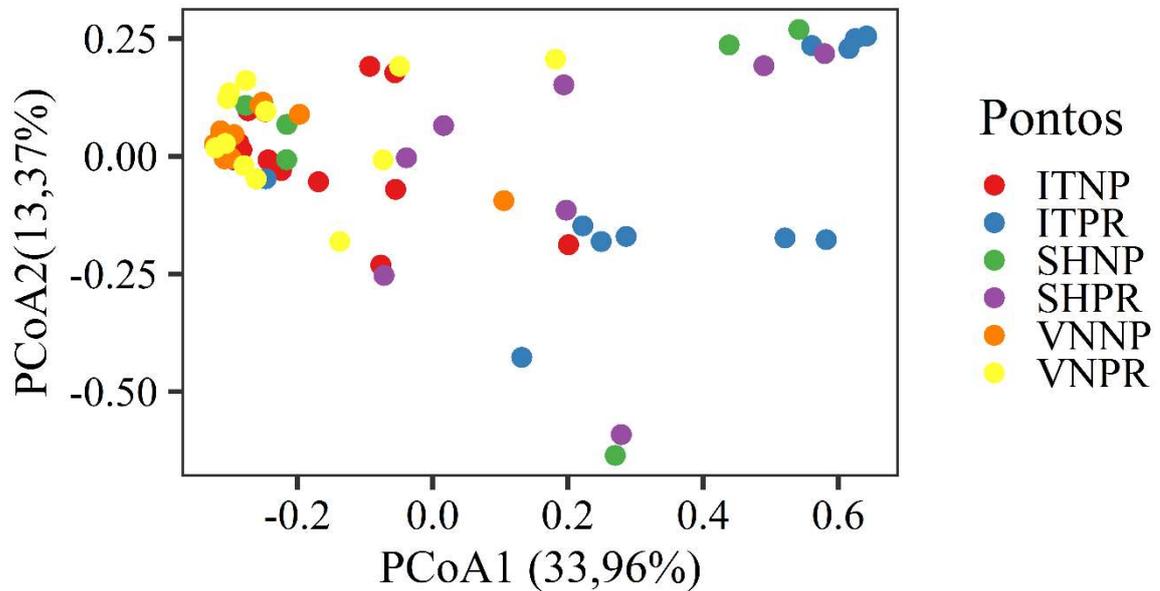


Fig. 8 – Representação gráfica da Análise de Coordenadas Principais (PCoA; eixo 1 – PCoA1: 33,96% e eixo 2 – PCoA2: 13,37%) das amostras obtidas em todos os pontos de amostragens. (SH: Santa Helena; VN: Vila Natal; IT: Itaipulândia; PR: Praia; NP: Não Praia).

Da mesma forma, na PCoA as tendências também ficam mais evidentes quando os escores dos PCoA1 e PCoA2 são analisados separadamente (Fig.9). Para o PCoA1, os pontos de coleta que mais diferiram foram Itaipulândia praia (ITPR) e Vila Natal não praia (VNNP; Fig. 9a), sendo que não foram evidenciadas tendências temporais evidentes (Fig.9b). Para o PCoA2, não foram encontradas tendências evidentes em relação aos pontos de coleta (Fig. 9c) e o mês de coleta que mais diferiu foi fevereiro de 2019 (Fig.9d).

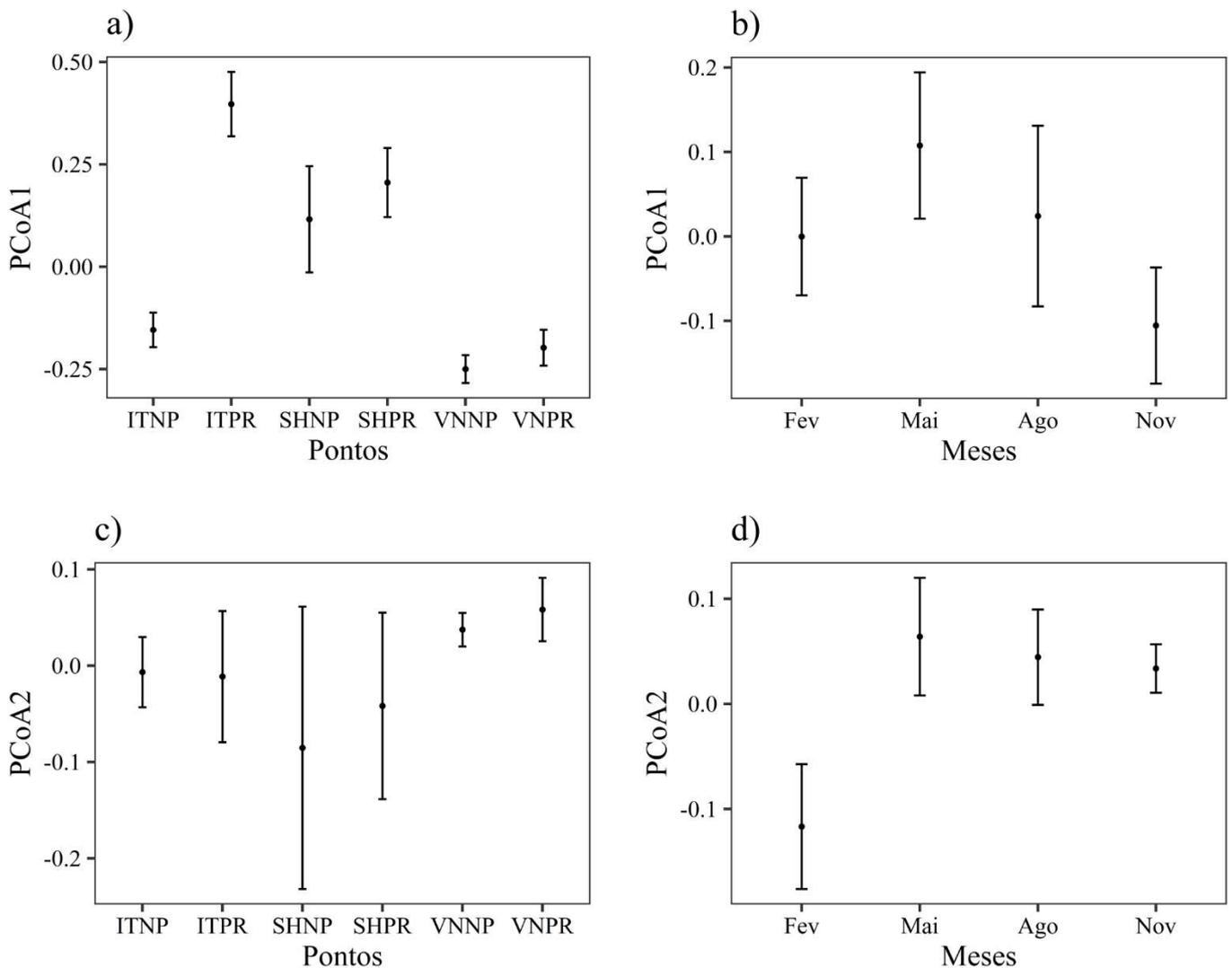


Fig.9– Média dos escores das amostras da ordenação gerada pela PCoA (eixo 1 – PCoA1; eixo 2– PCoA2), por pontos de amostragem: A e C; e por mês de coleta: B e D. (SH: Santa Helena; VN: Vila Natal; IT: Itaipulândia; PR: Praia; NP: Não Praia). Barras representam o erro padrão.

Os resultados das correlações de Spearman entre os eixos da ordenação e as espécies indicaram que a espécie que mais influenciou positivamente o eixo 1 da ordenação foi o “cará”, *Geophagus sveni* Lucinda, Lucena & Assis, 2010 (valor de correlação = de 0,6), sendo capturado principalmente em ITPR. Enquanto a espécie *Roeboides descalvadensis* Fowler, 1932 (“dentado”) foi a mais correlacionada negativamente com a PCoA1 (valor de correlação = -0,88) sendo mais capturada em VNNP e pouco capturada em ITPR (ver Apêndice B para detalhes).

No eixo 2 da ordenação (PCoA2), a espécie que mais influenciou positivamente, embora tenha apresentado valor baixo de correlação, também foi o *G. sveni* (valor de

correlação = 0,45) e, negativamente, a *Satanoperca* sp. (valor de correlação = -0,61), sendo essa última a espécie mais capturada na estação de ITNP (ver Apêndice B para detalhes).

Considerando a complexidade de *habitat* (densidade de macrófitas – g/m²), a correlação com a PCoA1 indicou uma forte relação entre as duas variáveis, de forma que as assembleias apresentaram alterações em sua composição de acordo com a variação na densidade dos bancos de macrófitas (valor de correlação = -0,79; Fig. 10).

Com os valores de correlação obtidos para cada espécie, foi possível relacionar em quais locais cada uma foi mais capturada e qual a complexidade do *habitat* (de acordo com a densidade dos bancos de macrófitas). Os ambientes com poucas macrófitas parecem ser caracterizados pela presença do “cará” *G. sveni* (valor de correlação 0,61 com PCoA1) e do “linguado” *Catathyridium jenynsii* Günther, 1862 (0,32 de correlação com PCoA1). Considerando os ambientes com maiores valores de densidade de macrófita, a ictiofauna foi mais caracterizada pela presença de *Roeboides descalvadensis* (“dentado”), pelas “piranhas” *Serrasalmus maculatus* Kner, 1858e *Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1837, “pacu cd” *Metynnis lippincottianus* Cope, 1870, “lambari” *Moenkhausia bonita* Benine, Castro, Sabino, 2004, a “piabinha” *Hemigrammus ora* Zarske, Le Bail, Géry, 2006, pela “traíra” *Hoplias mbigua* Azpelicueta, Benítez, Aichino, Mendez, 2015, e *Hyphessobrycon eques* Steindachner, 1882 (“mato grosso”), todas espécies correlacionadas negativamente com o PCoA1 (valores > -0,6) (ver Apêndice D para detalhes).

Os resultados entre a correlação com o eixo 2 (PCoA2) apresentaram valores baixos (0,04), de forma que tendências entre as variáveis de densidade de macrófita e os valores do eixo 2 não foram evidentes, provavelmente devido à grande variabilidade de peixes nas amostras com poucas macrófitas (Fig. 11).

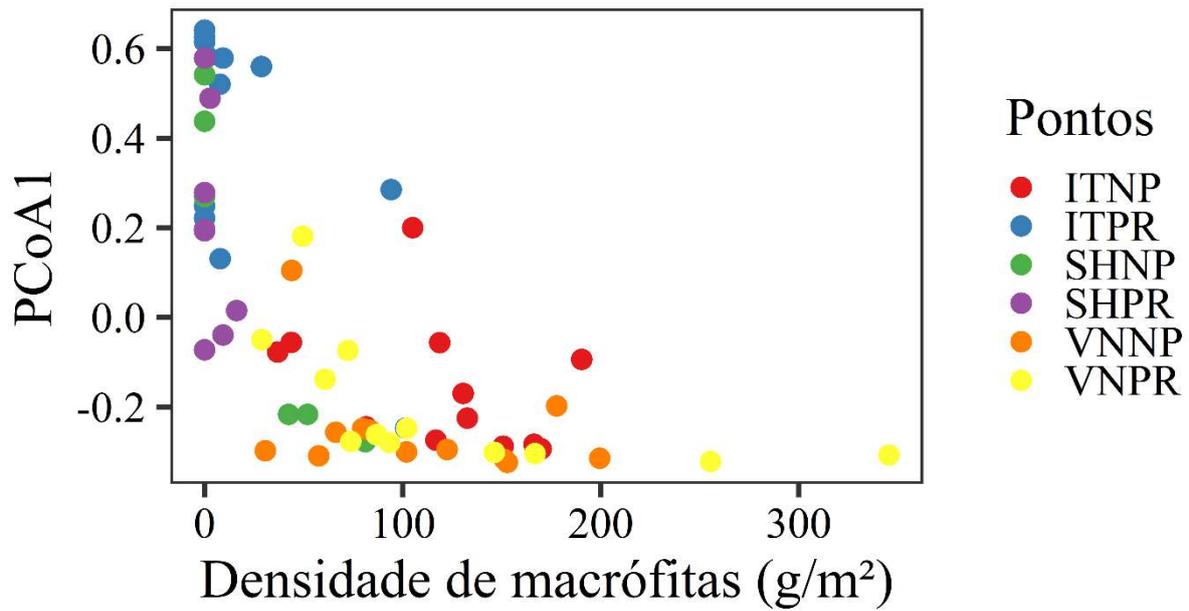


Fig.10– Relação entre a densidade de macrófitas aquáticas (g/m^2) e os escores das amostras na ordenação gerada pela PCoA. (PCoA1: eixo 1 da ordenação; SH: Santa Helena; VN: Vila Natal; IT: Itaipulândia; PR: praia; NP: não praia).

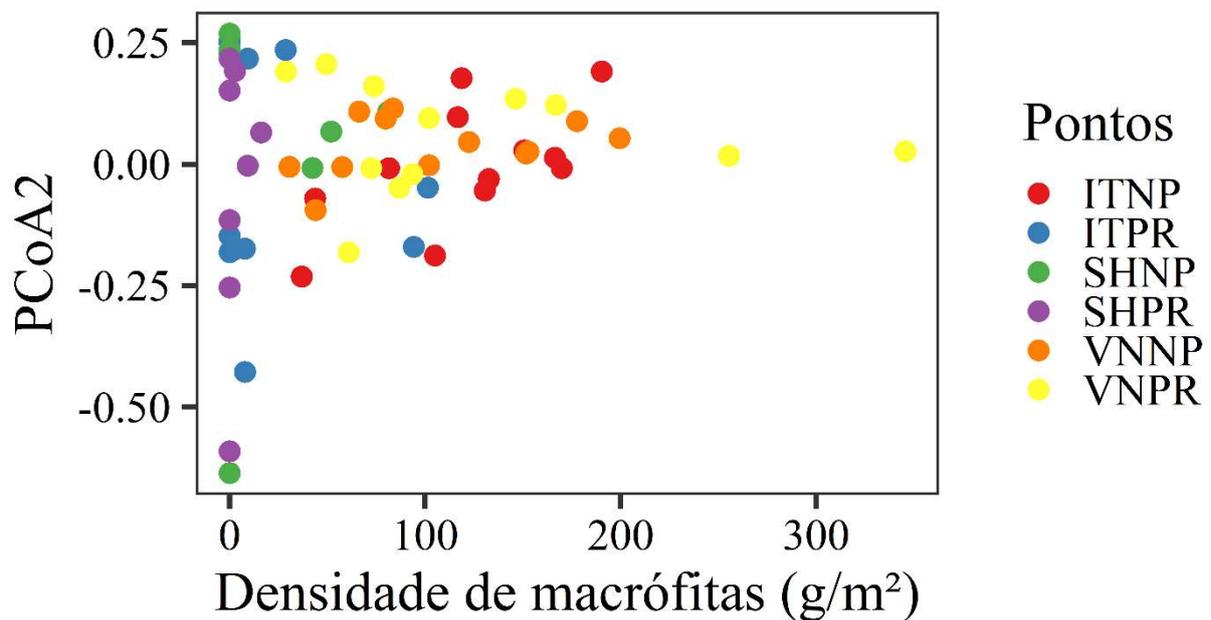


Fig. 11 – Relação entre a densidade de macrófitas aquáticas (g/m^2) e os escores das amostras na ordenação gerada pela PCoA. (PCoA2: eixo 2 da ordenação; SH: Santa Helena; VN: Vila Natal; IT: Itaipulândia; PR: praia; NP: não praia).

4 DISCUSSÃO

De maneira geral, em relação às macrófitas, as duas espécies registradas, *E. najas* e *H. verticillata*, são comumente encontradas em reservatórios e se tornaram as macrófitas submersas mais encontradas no reservatório de Itaipu (Mormul et al. 2011). Essas macrófitas influenciam diretamente a complexidade de *habitat* e, conseqüentemente, as assembleias de peixes associadas. Por exemplo, a relação entre os atributos das assembleias de peixes e a complexidade de *habitat* evidenciou algumas tendências para os três atributos utilizados (abundância, riqueza e equitabilidade). A abundância e a riqueza de espécies apresentaram relação positiva com o aumento da densidade de macrófitas, corroborando parcialmente a predição I. Entretanto, para equitabilidade foi observada uma relação negativa com a variável densidade, efeito oposto ao que se era esperado. Considerando a segunda predição, foi observada relação entre a composição de espécies e densidade de macrófitas, entretanto acima de 150g/m² a composição de espécies nas assembleias aparentou se estabilizar, indicando que a partir desse nível ocorre uma menor variação dessa característica nas assembleias de peixes.

Em relação ao estabelecimento e desenvolvimento das macrófitas, diferentes fatores abióticos possuem influência nesses processos, (Mormul et al., 2010) e devido às alterações físicas, químicas e biológicas, como o aumento da transparência da água (Florêncio et al. 2021), causada a partir da construção e funcionamento do reservatório de Itaipu, espécies consideradas invasoras passaram a se estabelecer e competir com espécies nativas, exemplo clássico das macrófitas encontradas nos pontos de amostragem deste trabalho (Thomaz et al. 2009; Souza et al. 2017). Embora tenha sido identificada apenas em bancos de densidade baixa, *H. verticillata* é considerada uma espécie que pode causar danos econômicos e ecológicos à região em que se estabelece (Mormul et al. 2010; Florêncio et al. 2021). A presença da espécie invasora apenas em Santa Helena pode ter sido relacionada ao aumento no nível do reservatório durante as coletas, o que pode ter acarretado em um aumento da transparência da água e redução na quantidade de sedimentos orgânicos na região, características que a espécie invasora parece ter preferência (Sousa et al. 2009; Sousa 2011; Silveira e Thomaz 2015; Florêncio et al. 2021).

Ainda, apesar de importantes para o aumento da complexidade estrutural, quando se trata de níveis ecológicos gerais, o excesso de macrófitas pode causar grande impacto na qualidade da água, com conseqüências em toda cadeia desde a produção planctônica até os usos múltiplos da água, para turismo e recreação (Canfield Jr. et al. 1984; Thomaz e Bini 1998; Thomaz 2002; Agostinho et al. 2003). Esse excesso também pode gerar prejuízo para

geração de energia em reservatórios (Pieterse e Murphy 1990) e, devido à essa importância, torna-se necessário o manejo recorrente desses bancos por meio de ações planejadas (Thomaz e Bini 1998), considerando tanto a manutenção das assembleias associadas as macrófitas, quanto da geração de energia. A retirada mecânica de bancos muito densos consiste em uma ação que já obteve resultados positivos em projetos anteriores, podendo ser utilizada para reestabelecer o equilíbrio socioeconômico e ecológico nesses casos (Agostinho et al. 2003).

Em relação a primeira predição, as diferenças observadas nas respostas dos atributos abundância, riqueza e equitabilidade, podem ser explicadas pelo fato de que o aumento da densidade de macrófitas normalmente está relacionado a um aumento na diversidade de peixes (Agostinho et al. 2003, 2007; Pelicice et al. 2008; Mormul et al. 2011), porém, em determinadas complexidades, filtros ambientais e bióticos podem restringir o estabelecimento de algumas espécies (Agostinho et al. 2003; Moi et al. 2021; Quirino et al. 2021), seja pelo tamanho corporal (Agostinho et al. 2003) ou pela disponibilidade de recursos no local (Cassatti et al. 2003; Warfe e Barmuta 2006). Dessa forma, bancos de macrófitas com elevada densidade e, conseqüentemente, elevada complexidade estrutural, podem provocar a estabilização ou redução dos atributos nas assembleias, por limitarem grupos com características mais favoráveis àquelas condições como, por exemplo, espécies menores que são capazes de se locomoverem em ambientes mais complexos, como bancos densos de macrófitas (Crowder e Cooper 1982; Warfe e Barmuta 2006; Gibb e Parr 2013), indicando que a complexidade de *habitat* é uma variável que apresenta nível ótimo para favorecer as assembleias de peixes (Quirino et al. 2021).

Também foi possível observar que os pontos de amostragens sem a presença de macrófitas apresentaram menores valores de abundância e riqueza de espécies de peixes, sendo que essas amostras ocorreram em Santa Helena, em ambas as estações (praia e não praia) e em Itaipulândia, estação praia. A ausência de macrófitas em Santa Helena pode ter sido relacionada com o baixo nível do reservatório registrado até início de maio de 2019 (UEM-Nupelia-Itaipu, 2019), e os baixos valores dos dois atributos (abundância e riqueza) também pode estar relacionado com o baixo nível de água do reservatório, indiretamente. O nível de água é considerado uma variável importante na determinação da biomassa de macrófitas submersas em Itaipu, uma vez que este possui relação direta com a produtividade primária e desenvolvimento dessas plantas (Bini e Thomaz 2005). Então, o nível de água pode influenciar também as assembleias de peixes associadas, levando a uma redução na riqueza e

abundância devido a menor disponibilidade de locais para abrigo, alimentação e reprodução e não.

Entretanto, a equitabilidade respondeu de forma inversa aos outros dois atributos, apresentando valores altos em ambientes sem presença de macrófitas. Isso pode indicar que, mesmo as assembleias de peixes apresentando baixos valores de abundância e riqueza de espécies em ambientes sem macrófitas, essas poucas espécies são capazes de coexistirem em locais com menores níveis de complexidade, pela menor especificidade requerida para o ambiente. Entretanto, devido a menor disponibilidade de recursos e a menor quantidade de estruturas físicas disponíveis nesses locais, espera-se que ocorra um aumento na competição e predação, consequência da sobreposição de nicho entre espécies ecologicamente semelhantes (Dibble et al. 1996; Amarasekare 2003; Thomaz e Cunha 2010).

A composição das assembleias de peixes também variou de acordo com a complexidade de *habitat*, representada pela densidade de macrófitas submersas, de forma que ambientes com menores densidades de macrófitas apresentaram composição diferente de ambientes com maiores densidades. Dessa forma, a presença de bancos de macrófitas influenciou não só os atributos das assembleias, mas também contribuiu para determinar a similaridade estrutural dessas assembleias, uma vez que espécies que preferem *habitats* colonizados por essas plantas podem colonizar mais facilmente outros *habitats* semelhantes, dependendo de sua densidade (Granzotti et al. 2018), por apresentarem pré-adaptações que as favoreçam nestes locais (Lopes et al. 2015; Granzotti et al. 2018).

Algumas espécies aparentaram possuir preferências por ambientes com determinadas complexidades, como as “piranhas”, espécies do gênero *Serrasalmus*, que tiveram maiores correlações com ambientes com maiores densidades de macrófitas. Esse resultado corrobora a literatura, uma vez que indivíduos desse grupo utilizam os bancos de macrófitas como refúgio e abrigo no período reprodutivo, podendo apresentar comportamento agressivo quando se sentem ameaçados (Hadad Jr e Sazima 2003, 2010). Indivíduos da espécie *S. marginatus* também foram correlacionados com ambientes com maior complexidade de *habitat*. *Serrasalmus marginatus* é considerada invasora na região, tendo alcançado o alto rio Paraná após a formação do reservatório de Itaipu (Agostinho et al. 1994; Rodrigues et al. 2018). É sabido que a espécie de piranha invasora possui padrões de comportamento mais agressivos e é melhor competidora quando comparado à *S. maculatus*, a nativa (Alexandre et al. 2004). Após seu estabelecimento, a espécie invasora tornou-se comum em reservatórios, se mantendo dominante sobre a congênere nativa (Agostinho e Júlio Jr. 2002; Agostinho 2003, Rodrigues et al. 2018).

Embora relações de competição possam ser prejudiciais para as espécies, sendo uma ameaça para biodiversidade (Elton 1958; Wilcove et al. 1998), estudos mostraram que apesar das espécies de piranha estarem no mesmo nível trófico, elas apresentam mecanismos, para evitar sobreposição de nicho e permitir a coexistência, como a diferença na fonte de energia primária (Agostinho et al. 2003; Rodrigues et al. 2018). Entretanto, o comportamento agressivo dessas espécies durante a época reprodutiva e de cuidado parental pode ser prejudicial em áreas de balneários que são utilizadas para lazer, turismo e atividade pesqueira, sendo que já foram registrados casos de ataques à banhistas e pescadores próximos a esses locais (Agostinho et al. 2003; Haddad Jr e Sazima 2003, 2010). Dessa forma, levando em consideração que os locais de amostragens consistiam em áreas para balneabilidade, torna-se necessário a constância em trabalhos de monitoramento e manejo nesses locais, com objetivo de controlar a abundância de espécies que possuem esse comportamento (Agostinho et al. 2003).

Todas as outras espécies que apresentaram altos valores de correlação com ambientes de maior densidade de macrófitas parecem utilizar desses ambientes para refúgio ou busca por alimento, como as três espécies de lambaris registradas: *R. descavadensis*, *M. bonita* e *H. ora*, animais de pequeno porte, comuns de serem encontrados em áreas com macrófitas (Casatti et al. 2003; Pelicice e Agostinho 2006). A “traíra”, *H. mbigua*, também foi registrada em bancos com maiores densidades, sendo uma espécie com hábito alimentar piscívoro e com estratégia emboscadora para capturar suas presas (Piana et al. 2006). Dessa forma, é possível inferir que ambientes com alta densidade macrófitas submersas podem favorecer esse tipo de comportamento de predação.

Outra espécie altamente correlacionada com bancos de maiores densidades foi o “pacu cd”, *M. lippincottianus*, espécie que foi introduzida na bacia do rio Paraná. Embora possua hábito alimentar preferencialmente herbívoro, *M. lippincottianus* é uma espécie com alto potencial de adaptação, podendo utilizar os recursos disponíveis de acordo com ambiente e sazonalidade (Teixeira et al. 2009). Em contrapartida, os ambientes com menor densidade de macrófitas tiveram correlação com duas espécies, o “cará” *G. sveni* e o “linguado” *C. jenynsii* (para detalhes, Apêndice B). Ambas as espécies são consideradas não nativas para região e geralmente estão associadas ao sedimento, utilizando-o como alimento ou esperando por suas presas, sendo locais com baixa densidade de macrófitas os ambientes de preferência dessas espécies (Graça e Pavanelli 2007; Ota et al. 2018).

Dessa forma, com as contribuições do trabalho, possibilitando identificar que existe relação da complexidade de *habitat* (promovida pela densidade de macrófitas) com os atributos das assembleias de peixes do reservatório de Itaipu e também a sua influência na composição das assembleias, que representa uma característica importante para toda ecologia dos ambientes aquáticos, sendo amplamente utilizada para refúgio, alimentação e reprodução de algumas espécies de peixes, foi possível agregar novos dados ao conhecimento atual sobre a importância da manutenção correta desses bancos de macrófitas em reservatórios, uma vez que são locais alterados de suas condições naturais, com presença de espécies invasoras e considerados ambientes de importância econômica regional. Então, estes dados podem ser utilizados em conjunto com mais estudos de ambientes semelhantes e, até mesmo em maior escala, tanto para prevenção de impactos futuros sobre as espécies nativas (Florêncio et al., 2021), quanto para a elaboração de estratégias de manejo e conservação constantes em locais altamente impactados com presença humana (Loke et al. 2015; Mocq et al. 2021; Soukup et al. 2022).

REFERÊNCIAS

- Affonso IP, Gomes LC, Agostinho AA, Latini JD, García-Berthou E (2016) Interacting effects of spatial gradients and fishing gears on characterization of fish assemblages in large reservoirs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 26(1):71-81. <https://doi.org/10.1007/s11160-015-9402-1>
- Agostinho AA, Gomes LC, Júlio Júnior, HF (2003) Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In: Thomaz SM, Bini LM (ed) *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Eduem, Maringá
- Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice, FM (2007) *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Eduem, Maringá
- Agostinho AA, Gomes LC, Santos NCL, Ortega JCG, Pelicice FM (2016) Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research* 173:26-36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>
- Agostinho AA, Julio Jr HF, Petreire Jr M (1994) Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In Cowx, I. G. (ed.), *Rehabilitation of Freshwater Fisheries*. Fishing News Books, Oxford: 171–184.
- Agostinho AA, Miranda LE, Bini LM, Gomes LC, Thomaz SM, Suzuki HI (1999) Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: Tundisi JG, Straskaba M (ed) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. International Institute of Ecology, São Carlos; Backhuys Publishers, The Netherlands; Brazilian Academy of Sciences, Rio de Janeiro, pp 227-265
- Alexandre, PC, Luiz EA, Piana PA, Gomes LC, Agostinho AA (2004) Relação estoque-recrutamento para as piranhas *Serrasalmus marginatus* (Valenciennes, 1847) e *Serrasalmus maculatus* (Kner, 1860) no rio Baía, alto rio Paraná. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 26:303–307.
- Amarasekare P (2003) Competitive coexistence in spatially structured environments: a synthesis. *Ecology letters* 6(12):1109-1122. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00530.x>
- Arantes CC, Fitzgerald DB, Hoeinghaus DJ, Winemiller KO (2019) Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 37:28-40. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2019.04.009>
- Barbosa MVM, Kobayashi JT, Pelicice FM (2014) Morphometric and biotic variables as potential predictors of *Ludwigiasedoides* (Humb. & Bonpl.) Hara in a large Amazonian reservoir. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*. <https://doi.org/10.1051/limn/2014009>
- Bell SS, McCoy ED, Mushinsky HR (1991) *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, London, UK. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-3076-9>
- Bini LM, Thomaz SM (2005) Prediction of *Egeria najas* and *Egeria densa* occurrence in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay). *Aquatic Botany*, 83(3), 227-238. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2005.06.010>

- Bini LM, Thomaz SM.; Murphy KJ, Camargo AFM (1999) Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 415, p. 147-154. <https://doi.org/10.1023/A:1003856629837>
- Bracewell, Sally A., Graeme F. Clark, and Emma L. Johnston. (2018) Habitat Complexity Effects on Diversity and Abundance Differ with Latitude: An Experimental Study over 20 Degrees. *Ecology* 99, no. 9: 1964–74. DOI:10.1002/ecy.2408
- Camargo AFM, Pezzato MM, Henry-Silva GG (2003) Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: Thomaz, S. M. e Bini, L. M. *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Eduem, Maringá p. 59 – 83
- Canfield, Jr. DE, Shireman JV, Colle DE, Haller WT, Watkins II CE, Maccina MJ (1984) Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida Lakes: importance of aquatic macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, 41(1): 497-501. <https://doi.org/10.1139/f84-059>
- Carignan R, Kalff J (1980) Phosphorus Sources for Aquatic Weeds: Water or Sediments? *Science*, vol. 207, n. 4434, p. 987-989. DOI: 10.1126/science.207.4434.987
- Casatti L, Mendes HF, Ferreira KM (2003) Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63(2):213-222. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842003000200006>
- Chick JH, McIvor CC (1994) Patterns in the abundance and composition of fishes among beds of different macrophytes: viewing a littoral zone as a landscape. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* v.51, p. 2873–2882. <https://doi.org/10.1139/f94-286>
- Coladello LF, Galo MBT, Shimabukuro MH, Ivanova I, Awange J (2020) Macrophytes' abundance changes in eutrophicated tropical reservoirs exemplified by Salto Grande (Brazil): Trends and temporal analysis exploiting Landsat remotely sensed data. *Applied Geography*, 121. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2020.102242>
- Crowder LB, Cooper WE (1982) Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology*. v.63:1802 - 1813. <https://doi.org/10.2307/1940122>
- Dar NA, Pandit AK, Ganai BA (2014) Factors affecting the distribution patterns of aquatic macrophytes. *Limnol. Rev.* 14(2): 75-81. <https://doi.org/10.2478/limre-2014-0008>
- Dibble ED, Killgore KJ, Harrel SL (1996) Assessment of fish–plant interaction. *American Fisheries Society Symposium* 16: 357–372.
- Elton CS (1958) *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. London: Methuen: pp 181. <https://doi.org/10.1007/978-1-4899-7214-9>
- Florêncio FM, Silveira MJ, Thomaz SM (2021) Niche differentiation between a native and an invasive species of submersed macrophyte in a subtropical reservoir. *Acta Botanica Brasilica*, pp. 132-139. <https://doi.org/10.1590/0102-33062020abb0330>
- Gaston KJ (2000) Global patterns in biodiversity. *Nature*, v. 405, p. 220-227. <https://doi.org/10.1038/35012228>

- Gibb H, Parr CL (2013) Does structural complexity determine the morphology of assemblages? An experimental test on three continents. *PLoS ONE* 8:e64005. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0064005>
- Gomes LC, Bulla CK, Agostinho AA, Vasconcelos LP, Miranda LE (2012) Fish assemblage dynamics in a Neotropical floodplain relative to aquatic macrophytes and the homogenizing effect of a flood pulse. *Hydrobiologia*, 685, 97–107. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0870-6>
- Graça WJ, Pavanelli CS (2007) Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá, EDUEM: pp241.
- Granzotti RV, Muniz CM, Gomes LC (2018) Habitat complexity does not influence prey consumption in an experimental three-level trophic chain. *Iheringia, Série Zoológica, Porto Alegre*, v. 108. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2018028>.
- Gratwicke B, Speight MR (2005) Effects of habitat complexity on Caribbean marine fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 292: 301–310. <https://doi:10.3354/meps292301>
- Haddad Jr V, Sazima I (2003) Piranha attacks on humans in southeast Brazil: epidemiology, clinics, and natural history, with description of a bite outbreak. *Wild Environ Med* 2003; 14:249-254 [https://doi.org/10.1580/1080-6032\(2003\)14\[249:PAOHIS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1580/1080-6032(2003)14[249:PAOHIS]2.0.CO;2)
- Haddad Jr V, Sazima I (2010) Piranha attacks in dammed streams used for human recreation in the State of São Paulo, Brazil. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical* v. 43, n. 5, pp. 596-598. <https://doi.org/10.1590/S0037-86822010000500027>
- Hatcher HR, Miranda LE, Colvin ME, Coppola G, Lashley MA (2019) Fish assemblages in a Mississippi reservoir mudflat with low structural complexity. *Hydrobiologia*, v. 841, n. 1, p. 163-175. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04019-w>
- Heck KL Jr, Wetstone GS (1977) Habitat complexity and invertebrate species richness and abundance in tropical seagrass meadows. *Journal of Biogeography*, 4:135–142. <https://doi.org/10.2307/3038158>
- Holland LE, Huston, ML (1984) Relationship of Young-of-the-Year Northern Pike to Aquatic Vegetation Types in Backwaters of the Upper Mississippi River. *North American Journal of Fisheries Management*, 4:4, 514-522. doi: 10.1577/1548-8659(1984)4<514:ROYNPT>2.0.CO;2
- Jackson DA (1993) Stopping rules in principal component analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology*, 74, 2204–2214. <https://doi.org/10.2307/1939574>
- Jin S, Ibrahim M, Muhammad S, Khan S, Li G (2020) Light intensity effects on the growth and biomass production of submerged macrophytes in different water strata. *Arabian Journal of Geosciences* 13: 1-7
- Johnson MP, Frost NJ, Mosley MWJ, Roberts MF, Hawkins SJ (2003) The area-independent effects of habitat complexity on biodiversity vary between regions. *Ecology Letters*, 6: 126–132. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00404.x>

Júnior HFJ, C Dei Tos, Agostinho AA, Pavanelli CS (2009) A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper Paraná River basin. *Neotropical Ichthyology* 7: 709–718. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000400021>

Killgore KJ, Morgan RP II, Rybicki NB (1989) Distribution and abundance of fishes associated with submersed aquatic plants in the Potomac River. *North American Journal of Fisheries Management*, 9: 101-111. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1989\)009<0101:DAAOFA>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1989)009<0101:DAAOFA>2.3.CO;2)

Kovalenko KE, Thomaz SM, Warfe DM (2012) Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia* 685(1):1-17. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0974-z>

Lacoul P, Freedman B (2006) Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*, 14(2), 89-136. <https://doi.org/10.1139/a06-001>

Langeland KA (1996) *Hydrilla Verticillata* (L.F.) Royle (Hydrocharitaceae), ‘The Perfect Aquatic Weed.’ *Castanea*, vol. 61, no. 3, pp. 293–304

Laughlin DR, Werner EE (1980) Resource Partitioning in Two Coexisting Sunfish: Pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) and Northern Longear Sunfish (*Lepomis megalotispeltastes*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37:1411-1420. <https://doi.org/10.1139/f80-180>

Legendre P, Legendre L (1998) *Numerical Ecology*. Elsevier Science, Amsterdam

Liu H, Zheng L, Wu J, Liao Y (2020) Past and future ecosystem service trade-offs in Poyang Lake Basin under different land use policyscenarios. *Arab J Geosci* 13:46. <https://doi.org/10.1007/s12517-019-5004-x>

Loke LHL, Ladle RJ, Bouma TJ, Todd PA (2015) Creating complex habitats for restoration and reconciliation. *Ecological Engineering* 77:307-313. DOI : 10.1016/j.ecoleng.2015.01.037

Lopes TM, Cunha ER, Silva JCB et al (2015) Dense macrophytes influence the horizontal distribution of fish in floodplain lakes. *Environ Biol Fishes* 98:1741–1755. <https://doi.org/10.1007/s10641-015-0394-4>

MacArthur RH, MacArthur JW (1961) On bird species diversity. *Ecology*, v. 42, n. 3, p. 594-598. <https://doi.org/10.2307/1932254>

Mann KH, Lazier JRN (1996) *Dynamics of Marine Ecosystems: Biological-Physical Interactions in the Oceans*. Blackwell Science, Cambridge, MA. 13-978-1-4051-1118-8

Mocq, J, Soukup, PR, Näslund, J, Boukal, DS (2021) Disentangling the nonlinear effects of habitat complexity on functional responses. *J Animal Ecol.* 90: 1525– 1537. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13473>

Moi DA, Alves DC, Antiqueira PAP, Thomaz SM, Mello FT, Bonecker CC, Rodrigues LC, Garcia-Rios R, Mormul RP (2021) Ecosystem Shift from Submerged to Floating Plants Simplifying the Food Web in a Tropical Shallow Lake. *Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00539-y>

- Mormul RP, Ferreira FA, Michelan TS, Carvalho P, Silveira MJ, Thomaz SM (2010) Aquatic macrophytes in the large, sub-tropical Itaipu Reservoir, Brazil. *Rev. biol. trop*, pp.1437-1451
- Mormul RP, Thomaz SM, Takeda AM, Behrend RD (2011) Structural complexity and distance from source habitat determine invertebrate abundance and diversity. *Biotropica*, 43:738–745. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00762.x>
- Newman RM (1991) Herbivory and detritivory on freshwater vascular macrophytes by aquatic invertebrates: a review. *Journal of the North American Benthological Society*, 10: 89-114. <https://doi.org/10.2307/1467571>
- Noletto EV, Barbosa MVM, Pelicice FM (2019) Distribution of aquatic macrophytes along depth gradients in Lajeado Reservoir, Tocantins River, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 31. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X9317>.
- Oliveira EF, Minte-Vera CV, Goulart E (2005) Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). *Environmental Biology of Fishes* 72(3):283-304. <https://doi.org/10.1007/s10641-004-2582-5>
- Ortega JCG, Thomaz SM, Bini LM (2018) Experiments reveal that environmental heterogeneity increases species richness, but they are rarely designed to detect the underlying mechanisms. *Oecologia* 188:11–22. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4150-2>
- Ota RR, Deprá GDC, Graça WJD, Pavanelli CS (2018) Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotropical Ichthyology* 16(2):e170094. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>
- Pavão AC, Santos ACA, Bottino F, Benassi RF, Calijuri MC (2017) Richness and distribution of aquatic macrophytes in a subtropical reservoir in São Paulo, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Rio Claro, v. 29, e10, 2017. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X7016>.
- Pelicice FM, Thomaz SM, Agostinho AA (2008) Simple relationships to predict attributes of fish assemblages in patches of submerged macrophytes. *Neotropical Ichthyology* 6(4):543-550. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252008000400001>
- Piana PA, Gomes LC, Agostinho AA (2006) Comparison of predator–prey interaction models for fish assemblages from the neotropical region. *Ecological Modelling*, 192: 259–270.
- Pielou EC (1975) *Ecological diversity*. Wiley, Nova York: 165 pp.
- Pierini SA, Thomaz SM (2009) Effects of limnological and morphometric factors upon Zmin, Zmax and width of *Egeria* spp. stands in a tropical reservoir. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52(4), 387-396. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132009000200016>.
- Pieterse AH, Murphy KJ (1990) (eds) *Aquatic Weeds*. Oxford University Press, Oxford: 593 pp.
- Pulzatto MM, Cunha ER, Dainez-Filho MS, Thomaz SM (2019) Association between the success of an invasive macrophyte, environmental variables and abundance of a competing native macrophyte. *Frontiers in plant science* 10:514. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00514>

- Quirino BA, Lansac-Tôha FM, Thomaz SM, Heino J, Fugi R (2021) Macrophyte stand complexity explains the functional α and β diversity of fish in a tropical river-floodplain. *Aquatic Sciences* 83(1): 1-14. <https://doi.org/10.1007/s00027-020-00768-2>
- Raizer J, Amaral MEC (2001) Does the structural complexity of aquatic macrophytes explain the diversity of associated spider assemblages? *The Journal of Arachnology*, 29: 227–237. [https://doi.org/10.1636/0161-8202\(2001\)029\[0227:DTSCOA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1636/0161-8202(2001)029[0227:DTSCOA]2.0.CO;2)
- Rodrigues AC, de Santana HS, Baumgartner MT, Gomes LC (2018) Coexistence between native and nonnative species: the invasion process and adjustments in distribution through time for congeneric piranhas in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia* 817, 279–291 <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3541-z>
- Sarvala J, Helminen H, Heikkilä J (2020) Invasive submerged macrophytes complicate management of a shallow boreal lake: a 42-year history of monitoring and restoration attempts in Littoistenjärvi, SW Finland. *Hydrobiologia* (in press). doi: 10.1007/s10750-020-04318-7
- Savino JF, Stein RA (1982) Predator-prey interaction between largemouth bass and bluegills as influenced by simulated, submerged vegetation. *Transactions of the American Fisheries Society*, 111: 255–266. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1982\)111<255:PIBLBA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1982)111<255:PIBLBA>2.0.CO;2)
- Scheffers BR, Edwards DP, Diesmos A, Williams SE, Evans TA (2014) Microhabitats reduce animal's exposure to climate extremes. *Global Change Biology* 20:495-503. DOI: 10.1111/gcb.12439
- Silveira MJ, Alves DC, Thomaz SM (2018) Effects of the density of the invasive macrophyte *Hydrilla verticillata* and root competition on growth of one native macrophyte in different sediment fertilities. *Ecological Research* 33: 924-934. DOI:10.1007/s11284-018-1602-4
- Silveira MJ, Thomaz SM (2015) Growth of a native versus an invasive submerged aquatic macrophyte differs in relation to mud and organic matter concentrations in sediment. *Aquatic Botany* 124: 85-91. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2015.03.004>
- Soukup PR, Näslund J, Höjesjö J, Boukal DS (2022) From individuals to communities: Habitat complexity affects all levels of organization in aquatic environments. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 9(1), e1575. <https://doi.org/10.1002/wat2.1575>
- Sousa WTZ (2011) *Hydrilla verticillata* (Hydrocharitaceae), a recent invader threatening Brazil's freshwater environments: a review of the extent of the problem. *Hydrobiologia* 669: 1-20. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0696-2>
- Sousa WTZ, Thomaz SM, Murphy KJ, Silveira MJ, Mormul RP (2009) Environmental predictors of the occurrence of exotic *Hydrilla verticillata* (Lf) Royle and native *Egeria najas* Planch. in a sub-tropical river floodplain: the Upper River Paraná, Brazil. *Hydrobiologia* 632: 65-78. DOI:10.1007/s10750-009-9828-3
- Souza DC, Cunha ER, Murillo RDA, et al. (2017) Species inventory of aquatic macrophytes in the last undammed stretch of the Upper Paraná River, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 29. DOI: 10.1590/S2179-975X6017

Stein A, Gerstner K, Kreft H (2014) Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters*, 17: 866-880. <https://doi.org/10.1111/ele.12277>

Taniguchi H, Nakano S, Tokeshi M (2003) Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. *Freshwater Biology*, 48: 718–728. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01047.x>

Teixeira SF, Santos MNS, Leite AS, Rodrigues VMS, Lins MLA (2009) Alimentação do pacu *Metynnis lippincottianus* (COPE, 1870) no reservatório de Boa Esperança, Piauí, Brasil. Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil, 13 a 17 de setembro de 2009, São Lourenço, Minas Gerais.

Thomaz S. M.; Bini L.M (1998) Ecologia e manejo de macrófitas aquática em reservatórios. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10(1): 103-116.

Thomaz SM (2002) Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. *Planta Daninha* 20:21-33. <https://doi.org/10.1590/S0100-83582002000400003>

Thomaz SM, Bini LM, Souza MCD, Kita KK, Camargo AFM (1999) Aquatic macrophytes of Itaipu Reservoir, Brazil: survey of species and ecological considerations. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 42(1). <https://doi.org/10.1590/S1516-89131999000100003>

Thomaz SM, Carvalho P, Mormul RP, Ferreira FA, Silveira MJ, Michelin TS (2009) Temporal trends and effects of diversity on occurrence of exotic macrophytes in a large reservoir. *Acta Oecologica* 35:614-620. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2009.05.008>

Thomaz SM, Cunha ERD (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* 22(2):218-236. <http://dx.doi.org/10.4322/actalb.02202011>

Thomaz SM, Dibble ED, Evangelista LR, Higtuti J, Bini LM (2008) Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology*, 53: 358–367. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01898.x>

Thomaz, SM, Souza DC, Bini LM (2003) Species richness and beta diversity of aquatic macrophytes in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil): the influence of limnology and morphometry. *Hydrobiologia* 505, 119–128. DOI: 10.1023/B:HYDR.0000007300.78143.e1

Thornton KW, Kimmel BL, Payne FE (1990) Reservoir limnology: ecological perspectives. John Wiley & Sons

Tokeshi M, Arakaki S (2012) Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond. *Hydrobiologia* 685(1):27-47. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0832-z>

Warfe DM, Barmuta LA (2006) Habitat structural complexity mediates food web dynamics in a freshwater macrophyte community. *Oecologia* 150(1):141-154. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0505-1>

Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A, Losos E (1998) Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48: 607–615.<https://doi.org/10.2307/1313420>

APÊNDICE A– Auto vetores das variáveis na Análise de Componentes Principais (PCA)

Tabela A1 – Autovetores das variáveis utilizadas na Análise de Componentes Principais (PCA) para caracterização dos ambientes. Porcentagem (%) de explicação de cada eixo.

Variáveis	PCA1	PCA2
Temperatura da água	0,65	-0,12
Oxigênio dissolvido	-0,43	-0,55
pH	0,29	-0,69
Condutividade elétrica	0,46	-0,20
Profundidade (Secchi)	-0,32	-0,42
% da explicação	44,22	26,1

APÊNDICE B – Valores de correlação dos eixos 1 e 2 da Análise de Coordenadas Principais (PCoA)

Tabela B1 – Valores de correlação dos escores dos eixos 1 e 2 da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) com a abundância de espécies.

Espécies	Eixo1	Espécies	Eixo2
<i>Geophagus sveni</i>	0,61	<i>Geophagus sveni</i>	0,45
<i>Catathyridium jenynsii</i>	0,32	<i>Catathyridium jenynsii</i>	0,34
<i>Roeboides descavadensis</i>	-0,88	<i>Hemiodus orthonops</i>	-0,13
<i>Serrasalmus maculatus</i>	-0,62	<i>Satanoperca</i> sp.	-0,61
<i>Serrasalmus marginatus</i>	-0,64		
<i>Metynnis lippincottianus</i>	-0,75		
<i>Moenkhausia bonita</i>	-0,78		
<i>Hemigrammus ora</i>	-0,82		
<i>Hoplias mbigua</i>	-0,64		
<i>Hyphessobrycon eques</i>	-0,75		

APÊNDICE C – Valores dos parâmetros das regressões lineares simples

Tabela C1–Valores dos parâmetros dos modelos de regressão linear simples.

Atributos	Intercepto	Coefficiente angular	p-valor	R ² - ajustado	p-valor intercepto
Abundância	4,483	0,087	>0,05	0,396	>0,05
Riqueza (S)	4,036	0,051	>0,05	0,49	>0,05
Equitabilidade (J')	0,735	-0.0007	>0,05	0,078	>0,05

APÊNDICE D – Lista e classificação das espécies capturadas nas amostragens

Tabela D1 – Posição taxonômica e lista das espécies capturadas em todas as estações (Ota et al. 2018).

OSTEICHTHYES

CHARACIFORMES

Anostomidae

Leporinus friderici (Bloch, 1794) (P) “piauí três pintas”

Leporinus lacustris Campos, 1945 “piauí”, “corró”

Aphyocharacinae

Aphyocharax anisitsi Eigenmann & Kennedy, 1903 “lambari”

Characidae

Astyanax lacustris (Lütken, 1875) “lambari”

Hemigrammus ora Zarske, Le Bail, Géry, 2006 (I) “piabinha”

Hyphessobrycon eques (Steindachner, 1882) “mato grosso”;

Moenkhausia aff. intermedia Eigenmann, 1908 “lambari”;

Moenkhausia bonita Benine, Castro, Sabino, 2004 “lambari”;

Psellogrammus kennedyi (Eigenmann, 1903) “piabinha”, “lambari”;

Characinae

Roeboides descalvadensis Fowler, 1932 “dentado”;

Cheirodontinae

Serrapinnus notomelas (Eigenmann, 1915) “lambari”;

Curimatidae

Steindachnerina brevipinna (Eigenmann & Eigenmann, 1889) “saguirú”;

Stevardiinae

Diapoma guarani (Mahnert & Géry, 1987) “lambari”

Hemiodontidae

Hemiodus orthonops Eigenmann & Kennedy, 1903 “bananinha”

Erythrinidae

Hoplias argentinensis Rosso, González-Castro, Bogan, Cardoso, Mabraganã, Delpiani & Díaz de Astarloa, 2018 (P) “traíra”

Hoplias mbigua Azpelicueta, Benítez, Aichino, Mendez, 2015 (P) “traíra”

Serrasalminidae

Metynnis lippincottianus (Cope, 1870) “pacu cd”;

Serrasalmus maculatus Kner, 1858 “piranha”;

Serrasalmus marginatus Valenciennes, 1837 “piranha”;

CICHLIFORMES

Cichlidae

Cichla piquiti Kullander & Ferreira, 2006 (I, P) “tucunaré”;

Apistogramma commbrae (Regan, 1906) “cará”;

Astronotus crassipinnis (Heckel, 1840) “óscar ou acará-açu”;

Crenicichla britskii Kullander, 1982 “joaninha”;

Satanoperca sp. (P) “cará”;

Geophagus sveni Lucinda, Lucena, Assis, 2010 (I, P) “cará”

Cichla kelberi Kullander & Ferreira, 2006 (I, P) “tucunaré”;

CLUPEIFORMES

Clupeidae

Platanichthys platana (Regan, 1917) “sardinha”;

GYMNOTIFORMES

Sternopygidae

Eigenmannia trilineata López & Castello, 1966 “tuvira”;

SILURIFORMES

Auchenipteridae

Parauchenipterus galeatus (Linnaeus, 1766) “cangati”;

Doradidae

Ossancora eigenmanni (Boulenger, 1895) “armado”;

Loricariinae

Loricariichthys platymetopon Isbrücker & Nijssen, 1979 “cascudo chinelo”;

Loricariichthys rostratus Reis & Pereira, 2000 “cascudo chinelo”;

SYNBRANCHIFORMES

Synbranchidae

Synbranchus marmoratus Bloch, 1795 “muçum”;

PLEURONECTIFORMES

Achiridae

Catathyridium jenynsii (Günther, 1862) “linguado”;