

**INSTITUTO LATINO-
AMERICANO DE CIÊNCIAS DA VIDA
E DA NATUREZA (ILACVN)**

**CIÊNCIAS BIOLÓGICAS –
ECOLOGIA E BIODIVERSIDADE**

**EFEITOS DA ALTERAÇÃO DA PAISAGEM EM MACRÓFITAS AQUÁTICAS
DE LAGOAS RASAS NO OESTE PARANAENSE**

GIULIETTE BARBOSA MANO

Foz do Iguaçu
2019

**INSTITUTO LATINO-
AMERICANO DE CIÊNCIAS DA VIDA
E DA NATUREZA (ILACVN)**

**CIÊNCIAS BIOLÓGICAS –
ECOLOGIA E BIODIVERSIDADE**

**EFEITOS DA ALTERAÇÃO DA PAISAGEM EM MACRÓFITAS AQUÁTICAS
DE LAGOAS RASAS NO OESTE PARANAENSE**

GIULIETTE BARBOSA MANO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza (ILACVN) da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade.

Orientador: Prof. Dr. Cleto Kaveski Peres
Co-orientadora: Prof^a. Dra. Laura Cristina Pires Lima

Foz do Iguaçu
2019

GIULIETTE BARBOSA MANO

**EFEITOS DA ALTERAÇÃO DA PAISAGEM EM MACRÓFITAS AQUÁTICAS
DE LAGOAS RASAS NO OESTE PARANAENSE**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza (ILACVN) da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade.

BANCA EXAMINADORA

ORIENTADOR: PROF. DR. CLETO KAVESKI PERES
UNILA

DRA. ELAINE CRISTINA RODRIGUES BARTOZEK
UNILA

MSC. RICHARD WILANDER LAMBRECHT

FOZ DO IGUAÇU, _____ DE _____ DE _____.

Dedico este trabalho a Vó Cléria
e ao Vô Totó (*in memoriam*).

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a minha família, minha maior fonte de apoio e inspiração. Mãe, sem seu apoio, essa graduação nem seria uma realidade. Obrigado pelo amor incondicional, por segurar minha barra ao longo dessa jornada, pela torcida e pela sua fé. Pai, obrigado por sempre ter me feito acreditar que eu sou capaz, seu apoio e incentivo são uma das forças que me fazem continuar sempre. Brother, te admiro desde pequena e foi tentando te acompanhar em tudo que meu amor pela natureza nasceu. Obrigado por ser a fonte de calma nos meus momentos de desespero e por estar sempre ao meu lado. Cunhada, obrigado pelo apoio incondicional e carinho comigo. Amo vocês!

À família Barbosa só agradeço por poder aprender diariamente com vocês e todo o apoio desde sempre. Que privilégio fazer parte desta família. Amo vocês!

Ao meu orientador Cleto, meu muito obrigado. Obrigado por ter tido a sensibilidade lá no começo, em 2014, de ver uma aluna com dificuldade e se dispor a conversar e ajudar, sem aquela conversa talvez esse TCC nem seria uma realidade. Obrigado pela orientação neste projeto e pela troca ao longo dos anos.

À minha coorientadora, Professora Laura, obrigado pelo voto de confiança e orientação na IC e no TCC, por me ensinar tanto e por despertar mais ainda meu amor pela botânica.

À banca examinadora, Dra. Elaine Cristina Rodrigues Bartozek e Msc. Richard Wilander Lambrecht, obrigado pelas valiosas contribuições.

Aos professores do curso de Ciências Biológicas, obrigado pelos ensinamentos e troca, dentro e fora de sala de aula.

Ao Tarik e Lara, obrigado por disponibilizarem seu tempo para me mostrar as lagoas, pela imensa ajuda no Qgis (e paciência comigo) e pela amizade.

À Carol Manara, obrigado pelo apoio fundamental e valiosos conselhos. Você é luz!

Aos queridos amigos (de longa data e recentes), Mariana Gabriele, Flávia, Carol, Derlis, Gustavo, Mariana Chiappa, Manu, Jair, Richard e Bia obrigado pelo companheirismo ao longo desses anos.

Ao Jean, meu querido, quanta história! Obrigado pela caminhada e por toda a troca, seguimos!

Às chicas, Babi e Marina Antonieta, que privilégio poder tê-las como amigas. Gracias pela força, apoio, amizade, ajuda, cafés, e tantas outras coisas ao longo dessa jornada.

À Bia, minha engenheira bióloga, obrigado pelos abraços apertados e por tanto carinho, te levo pra vida.

À Sara, obrigado por ter partilhado essa reta final comigo e ter deixado ela mais leve com seu apoio, brincadeiras e pirações compartilhadas. Nos vemos no Nordeste!

À chica Maria, meu mais sincero e imenso obrigado. Obrigado por compartilhar tanto e pela sua presença amiga constante ao longo dessa graduação, sem seu apoio eu não teria conseguido.

À Marina, companheira de casa e irmã, obrigado por ter topado compartilhar essa aventura comigo, pelos papos sobre tudo e nada, pelo apoio e ajuda (em campo e na vida) incondicional. Seguimos, chica!

Ao meu querido Netto, obrigado por me levar aos campos e entrar comigo em todas as furadas, sem você esse trabalho não teria sido realizado. Obrigado por estar sempre disposto a ajudar (em tudo!), por oferecer abrigo e distrações sempre que eu precisei e por ser esse amigo tão sensacional. Tamo junto!

Enfim, grata a todos que de alguma maneira estiveram envolvidos nessa louca caminhada. Este trabalho é a soma de todos vocês!

MANO, Giuliette Barbosa. **Efeito da alteração da paisagem em macrófitas aquáticas de lagoas rasas no Oeste Paranaense.** 2019. 40 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade) – Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2019.

RESUMO

Práticas humanas vêm alterando paisagens, composição de espécies e ciclos biogeoquímicos. Acredita-se que os diferentes usos do solo é um dos principais fatores que levam a mudanças na biodiversidade no século XXI. O aumento da urbanização e expansão das fronteiras agrícolas, comprometendo, assim, a saúde ambiental de ecossistemas aquáticos. As macrófitas são de grande importância para o ecossistema aquático, pois desempenham diversos papéis ecológicos na estruturação destes ambientes, sendo importantes indicadores da qualidade de ambientes aquáticos. Desta forma, o objetivo deste trabalho foi compreender os padrões de distribuição das diferentes formas de vida de macrófitas aquáticas em relação ao uso do solo, características físico-químicas da água e morfometria das lagoas rasas da região oeste do estado do Paraná. O estudo foi realizado em 16 lagoas rasas urbanas e rurais dos municípios de Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu. Em cada lagoa foram amostradas características físico-químicas da água, sendo elas: temperatura, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido, sólidos totais, pH, e transparência da água. Foi realizada a estimativa visual da cobertura das formas de vida e realizada a análise das variáveis morfométricas (área, perímetro e *fetch*) pelo programa Google Earth, juntamente com o cálculo do Índice de Desenvolvimento da Margem. Para a caracterização do solo foi utilizado um mapa de uso e ocupação da região e desenvolvido buffers de 100, 250, 500 e 1000 m de raio pelo software Qgis. As matrizes multivariadas dependentes e independentes foram reduzidas a um único vetor utilizando uma Análise dos Componentes Principais (PCA). A fim de testar se os vetores retirados dos conjuntos multivariados explicariam o vetor do percentual de cada forma de vida ou o percentual de cobertura das macrófitas emergentes, foi utilizada a Análise de Regressão Linear Múltipla. A planilha de presença/ausência dos gêneros encontrados foi sintetizada em um eixo a partir de uma análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS). Os scores do primeiro eixo da nMDS foram utilizados como variável dependente em uma Análise de Regressão Múltipla com as mesmas variáveis independentes utilizadas nas análises acima. O trabalho resultou no levantamento de 40 espécies, pertencentes a 28 gêneros de 18 famílias nas lagoas amostradas. As análises estatísticas não foram capazes de explicar o padrão de distribuição das formas de vida ou dos gêneros das macrófitas aquáticas. Assim, é possível que outros fatores que não foram mensurados neste trabalho podem ser igualmente ou mais significativos para demonstrar tal padrão, ou ainda, a distribuição dessas comunidades de macrófitas aquáticas pode estar correlacionada com eventos estocásticos.

Palavras-chave: uso e ocupação, morfometria, ambiente lântico, plantas aquáticas, Foz do Iguaçu.

MANO, Giuliette Barbosa. **Effect of landscape change on aquatic macrophytes of shallow lakes in the Western of Paraná State**. 2019. 40 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade) – Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2019.

ABSTRACT

Human practices have been changing landscapes, species composition and biogeochemical. Land use change is believed to be the largest predictor of changes in biodiversity in the 21st century. Accelerated population growth leads to an increase in urbanization and expansion of agricultural frontiers, thus compromising the environmental health of water bodies. Macrophytes are of great importance to the aquatic ecosystem, as they play several ecological roles in the structuring of these environments, being important indicators of the quality of aquatic environments. Thus, the objective of this work was to understand the distribution patterns of different life forms of aquatic macrophytes in relation to land use, physicochemical characteristics of water and morphometry of shallow lakes in the western region of Paraná state. The experiment was carried out in 16 urban and rural shallow lakes of Foz do Iguaçu and Santa Terezinha de Itaipu. In each pond, physicochemical characteristics of the water were sampled: temperature, conductivity, turbidity, dissolved oxygen, total solids, pH, and water transparency. Percentage of life form was performed using visual estimation. Morphometric variables (area, perimeter and fetch) were done by the Google Earth program, along with the calculation of the Littoral Development Index. For the characterization of the soil a map of use and occupation of the region was used and buffers of 100, 250, 500 and 1000 m radius developed in the software Qgis. Dependent and independent multivariate matrices were reduced to a single vector using Principal Component Analysis (PCA). In order to test whether vectors taken from multivariate sets would explain the percentage vector of each life form or the percentage of coverage of emerged macrophytes, the Multiple Linear Regression Analysis was used. The presence/absence worksheet of the genera found was synthesized on one axis from a Non-Metric Multidimensional Scaling (nMDS) analysis, the first axis nMDS scores were used as the dependent variable in a Multiple Regression Analysis with the same independent variables used in the above analyzes. The work resulted in the survey of 40 species belonging to 28 genera of 18 families in the sampled lakes. Statistical analyzes were not able to explain the distribution pattern of life forms or genera of aquatic macrophytes. Thus, other factors that were not measured in this study may be equally or more significant to demonstrate such pattern, or the distribution of these aquatic macrophyte may also be correlated with stochastic events.

Key-words: use and occupation, morphometry, lentic environment, aquatic plants, Foz do Iguaçu.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	20
2.1 ÁREA DE ESTUDO	20
2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL	20
2.3 ANÁLISE DOS DADOS	23
3 RESULTADOS	26
4 DISCUSSÃO	31
REFERÊNCIAS	36

1 INTRODUÇÃO

O termo ecologia da paisagem surgiu em 1950, foi cunhado pelo biogeógrafo Carl Troll, inspirado pela tradição europeia da geografia regional e da ciência da vegetação, e particularmente motivado pela perspectiva oferecida através da fotografia aérea (Turner, 2005). Desde então, a ecologia da paisagem foi descrita de diversas maneiras, porém o escopo principal se mantém na compreensão das interações entre heterogeneidade espacial e os processos ecológicos (Turner, 2005).

Uma abordagem mais integradora e abrangente define paisagem como “um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação” (Metzger, 2001). Portanto, podemos interpretar paisagem como espaços compostos de um misto de ecossistemas e diferentes usos da terra (Metzger, 2001). Sabendo que ambientes mais heterogêneos dispõem de uma maior quantidade de micro-habitats, microclimas e refúgios, as paisagens representam ambientes propícios para o acolhimento de mais organismos, aumentando assim a riqueza de espécies e diversidade desses ambientes (Townsend et al., 2010).

A ecologia da paisagem incorpora diferentes áreas de conhecimento, como geografia, ecologia e antropologia social, para um estudo mais integrador de todos os fatores que afetam este meio (Wiens, 2002). Geralmente, a paisagem é vista como uma área espacialmente heterogênea em pelo menos um fator de interesse (Turner et al., 2001). Pesquisas na área têm ajudado a compreender os fatores causais e as consequências da heterogeneidade ambiental e como estas variam em escalas diferentes, além de ser ferramenta fundamental para ajuda no manejo de paisagens naturais e paisagens modificadas pelo homem (Turner et al., 2005).

Três elementos principais caracterizam o mosaico de paisagens: as matrizes, as manchas e os corredores. A matriz é definida como uma grande área com tipos de vegetação ou ecossistemas similares (como agrícola, campo ou floresta), e dentro da matriz se encontram as manchas e os corredores da paisagem (Townsend et al., 2010). As manchas por sua vez são áreas

relativamente homogêneas e se diferenciam da matriz que as cercam (Odum & Barrett, 2007). Por fim, corredores de paisagem são faixas que conectam, de forma natural ou por planejamento, duas ou mais manchas de paisagem de habitat similar (Odum & Barrett, 2007).

A conectividade da paisagem é um fator importante para a persistência das espécies, uma vez que estudos têm demonstrado que a taxa de sobrevivência de populações em uma paisagem depende da capacidade de dispersão dos organismos através das manchas (Turner, 1989). Desta forma, a modificação na conectividade do habitat pode ter grande influência na abundância das espécies e na sua dispersão, ocasionando em uma baixa probabilidade de persistência de espécies em manchas isoladas (Turner, 1989). Conjuntamente, o tamanho e formato das manchas também têm forte influência no padrão de abundância de espécies (Townsend et al., 2010). Um estudo realizado em fragmentos de floresta em uma matriz de agricultura demonstrou que os fragmentos maiores e mais heterogêneos continham mais espécies de pássaros comparados aos de menor tamanho, ressaltando assim que estratégias de conservação devem priorizar a heterogeneidade e o tamanho das áreas (Turner, 1989).

No entanto, práticas humanas vêm alterando paisagens, composição de espécies com o passar do tempo (Meyer et al., 1999; Strayer et al., 2003). O crescimento acelerado da população gera consigo um aumento da urbanização e expansão das fronteiras agrícolas, comprometendo assim a saúde ambiental de corpos hídricos (Strayer et al., 2003). Estas mudanças trazem consigo grandes impactos aos recursos naturais, sendo eles: desmatamento, contaminação de ambientes aquáticos e de lençóis freáticos, além da introdução de espécies exóticas que muitas vezes pode acarretar na perda de diversidade biológica de tais locais (Duarte et al., 2015). Estes efeitos antropogênicos (causados pelo homem) são tão profundos que o início da revolução industrial foi marcada como o início de uma nova era geológica, o Antropoceno (Chapin III et al., 2012).

Acredita-se que as mudanças nos usos do solo, principalmente para a produção de comida, fibra e outros recursos utilizados pelos seres humanos, é um dos principais fatores que levam a mudanças na biodiversidade no século XXI (Chapin III et al., 2012). A fragmentação de habitats naturais e a

homogeneização do solo em áreas urbanas e rurais têm causado um decréscimo na fauna e flora desses locais (Hill et al., 2016). Atualmente, o crescimento de cidades e a intensificação da produção agrícola são os principais fatores causadores de modificação nessas paisagens (Nucci, 2008).

Grandes porções de terra foram modificadas para o uso rural, como por exemplo, o monocultivo e pastagem, que podem acarretar em compactação e empobrecimento do solo, alteração do microclima, além do despejo de agrotóxicos no solo e nos corpos d'água (Kitsios, 2004). Por outro lado, os efeitos de tais mudanças em centros urbanos podem ir desde a diminuição da radiação solar, da velocidade do vento e da umidade relativa, aumento da temperatura, poluição, precipitação e de névoa até a impermeabilização do solo causada pelo concreto (Nucci, 2008). A urbanização também causa a diminuição de fragmentos de áreas verdes para plantas e animais, além da uniformidade da vegetação em muitas áreas (Marzluff & Edwing, 2001).

Estudos têm demonstrado que altos níveis de urbanização reduzem potencialmente a riqueza de macroinvertebrados e macrófitas, particularmente em ambientes aquáticos continentais (Hill et al., 2016). Independente de qual tipo da modificação da paisagem, ambas representam um fator de grande influência para a extinção de espécies nativas devido a homogeneidade destes ambientes (Czech et al., 2000; Montgomery & MacDonald, 2002).

Ecossistemas aquáticos continentais possuem particularidades que os diferenciam fortemente de ambientes terrestres (Esteves, 2011). As características físicas da água conferem ao ambiente aquático tal peculiaridade (Townsend et al., 2010). Estes ambientes são caracterizados por possuírem uma alta taxa de transferência de nutrientes e metabólitos, processo esse que beneficia os processos biogeoquímicos, como por exemplo, aumentando a produtividade primária. Além disso, a viscosidade da água possibilita uma alta mobilidade para os organismos, como peixes e plantas, que são levados pela corrente, auxiliando assim a dispersão efetiva de tais organismos (Townsend et al., 2010; Esteves, 2011). Por fim, a água retém calor de maneira eficiente, tendo como consequência a pouca variação da temperatura ao longo das estações (Townsend et al., 2010). Os ecossistemas aquáticos são muito sensíveis e sua qualidade pode ser impactada devido às mudanças climáticas, à modificação da paisagem ao seu redor e às próprias características físicas da

água. Além disso, são ambientes que fornecem nutrientes e servem de habitat para diversos organismos (Kitsios, 2004). Tais características são determinantes para contribuir na colonização, especialização e manutenção de populações de diferentes organismos específicos deste tipo de ambiente (Moss, 2007; Yang et al., 2015).

Os ecossistemas de água doce podem ser separados em dois grupos, os ecossistemas lênticos, de águas paradas, como lagos e lagoas, e os ecossistemas lóticos, estes de águas correntes, como riachos e rios (Odum & Barret, 2007). Os ecossistemas lóticos são caracterizados por possuírem uma forma linear e fluxo unidirecional constante (Allan & Castillo, 2007; Townsend et al., 2010), correspondendo a um fator controlador e limitante para a biodiversidade abrigada nestes ambientes (Odum & Barret, 2007). Diferentemente dos ambientes lóticos, os ambientes lênticos são caracterizados pela natureza mais estável da água e não possuem comunicação direta com o mar (Esteves, 2011; Townsend et al., 2010). Em ecossistemas lênticos a troca de matéria e energia é menos intensa, sendo caracterizado muitas vezes como um sistema fechado e podem apresentar eventos de estratificação térmica e química (principalmente em lagos profundos), característica ausente em ambientes lóticos (exceto em rios de grande porte) (Odum & Barret, 2007).

Lagos e lagoas são os dois principais tipos de ambientes lênticos, onde a diferenciação entre ambos se dá pela profundidade do corpo d'água e da penetração da luz, sendo lagoas consideradas corpos d'água rasos onde a radiação solar alcança o sedimento propiciando assim o crescimento de macrófitas ao longo de toda sua extensão (Esteves, 2011). Lagoas também recebem maior influência do ambiente terrestre adjacente e uma zona litoral relativamente maior, tendo assim uma troca terrestre-aquático de organismos e matéria maior do que em lagos de grande porte (Søndergaard et al., 2005). Estudos demonstraram que lagoas podem comportar uma maior diversidade regional de flora e fauna quando comparada a rios e lagos e são reconhecidas como peça importante para a conectividade de paisagens, atuando como "degraus" que facilitam a dispersão (Hill et al., 2016).

Historicamente, lagos profundos foram o principal foco de estudos limnológicos, porém, mais recentemente, lagos rasos (*shallow lakes*)

começaram a despertar a curiosidade de pesquisadores devido às peculiaridades que esses ambientes possuem e a grande diversidade de organismos que os habitam (Scheffer, 2001). Em muitas partes do mundo, lagos rasos são maiores em número do que lagos profundos, estes habitats são notórios por abrigar uma grande variedade de organismos, além de servirem de recreação para a população em grandes áreas urbanas (Scheffer, 2001).

Diversos trabalhos vêm sendo desenvolvidos para entender as propriedades que estabilizam os ecossistemas de lagos e lagoas rasas (Scheffer et al., 1993; Esteves, 2011). Uma teoria que surgiu destes estudos é que este tipo de ecossistema pode ser encontrado em dois estados: claro com uma abundância de macrófitas submersas ou turbido com poucas ou sem plantas submersas (Scheffer et al., 1993). Esta teoria se deu através de observações de que lagos tendem a transitar entre um estado de translucidez à turbidez abruptamente e que, uma vez que se encontram no estado turbido, a recuperação destes se tornam muito difícil (Scheffer & Van Nes, 2007).

O aumento da carga de nutrientes em uma lagoa rasa pode ocasionar uma mudança repentina de seu estado translúcido para o estado turbido, sendo este fenômeno denominado eutrofização (Genkai-Kato & Carpenter, 2005). Enquanto o estado translúcido de uma lagoa é caracterizado pela presença de bancos de macrófita e baixas concentrações de clorofila, o estado eutrofizado é caracterizado pela presença esparsa de macrófitas e altas concentrações de clorofila (Genkai-Kato & Carpenter, 2005).

Ao se tratar das variáveis ambientais, diferentes fatores físicos e químicos estão relacionados aos diversos processos que regem a estabilidade destes tipos de ambientes. Além dos nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo, que determinam o estado de turbidez de um lago ou lagoa, a profundidade da coluna d'água pode ser um fator determinante para a presença de plantas aquáticas (Scheffer & Van Nes, 2007). Quando tratamos de lagoas rasas, estas podem oferecer condições mais vantajosas para o crescimento das macrófitas que se fixam no sedimento, uma vez que a pouca profundidade permite que a luz alcance o fundo. No entanto, a flutuação no nível da água pode ser um fator que dificulte a presença dessa vegetação. Estudos demonstraram que, quando o nível do corpo d'água aumenta, pode haver uma perda de macrófitas

submersas e uma mudança para estado turbido do lago (Scheffer & Van Nes, 2007), demonstrando o impacto direto que o clima exerce na estruturação desse ambiente.

Apesar da profundidade em geral estar correlacionada ao tamanho de um lago ou lagoa, este é um fator que também pode ter efeito na transparência do mesmo. Lagos pequenos tendem a possuir uma cobertura maior de plantas aquáticas quando comparados a lagos de maior porte (Scheffer & Van Nes, 2007). Diferentes características podem explicar este evento, contudo uma das principais parece ser a ausência de peixes neste ambiente. Estudos feitos em lagos rasos na Holanda demonstraram a relação entre o tamanho do lago, abundância de peixes e a presença de plantas aquáticas, mostrando que em lagos menores havia maior abundância de macrófitas por haver uma menor quantidade de peixes bentívoros (Grift et al., 2001).

Por possuírem os fatores físicos e químicos mencionados acima, os ambientes lênticos oferecem habitat para diversos organismos, como peixes, invertebrados e anfíbios (Scheffer, 1998). Dentre estes organismos, as macrófitas aquáticas, juntamente com as algas desempenham papel fundamental na produção primária destes ambientes (Esteves, 2011), além de contribuírem para a biodiversidade do local (Pereira et al., 2012). Segundo Bolton (2016), plantas são organismos que fazem fotossíntese utilizando clorofila *a*, tendo como produto deste processo o oxigênio, portanto dentro desta definição as algas também estão inclusas por compartilharem as mesmas características. No entanto, as algas não compartilham características anatômicas e morfológicas com macrófitas, como por exemplo, a ausência de raízes, caules e folhas, assim como suas estruturas reprodutivas não estarem envoltas por nenhum tipo de proteção (Bellinger & Sigee, 2015).

Dependendo do enfoque dado, definições mais amplas de macrófitas aquáticas incluem vegetais de diferentes grupos, desde macroalgas até angiospermas (Esteves, 2011). Contudo, uma definição tão ampla traz problemas quando se investiga comunidades de macrófitas aquáticas, necessitando assim de definições mais específicas dependendo da abordagem utilizada pelo pesquisador. De forma geral, as macrófitas são plantas originalmente terrestres que sofreram adaptações para a colonização de

ambientes aquáticos, consistindo em um grande grupo polifilético que abrange desde briófitas até angiospermas (Esteves, 2011; Barbieri & Carreiro, 2017).

No geral, as macrófitas podem ser classificadas de acordo com seu hábito de vida, podendo ser: i) macrófitas emersas, caracterizadas por serem plantas enraizadas no sedimento que possuem suas folhas emergindo para fora da água; ii) macrófitas com folhas flutuantes, plantas que possuem folhas flutuantes na superfície da água e que são conectadas aos rizomas e raízes através de pecíolos longos; iii) macrófitas submersas enraizadas, plantas enraizadas no sedimento que crescem submersas dentro da água com apenas a estrutura reprodutiva alçando a superfície; iv) macrófitas submersas livres possuem rizoides pouco desenvolvidos e permanecem na superfície, muitas vezes presas aos pecíolos e talos de outras macrófitas aquáticas ou outras estruturas submersas e; v) macrófitas flutuantes livres são plantas que flutuam livremente cujas raízes permanecem na superfície sem se fixarem no substrato (classificação de formas de vida de Esteves, 2011). Pedralli (2003) ainda adicionou dois outros tipos a esta categorização básica: as anfíbias, espécies que colonizam ambientes encharcados quase terrestres, e as epífitas, que usam outras espécies de macrófita como substrato. A complexidade morfológica destas plantas auxilia na manutenção da complexidade do ecossistema aquático, e tem demonstrado também ter influência na produtividade primária de microalgas no ambiente (Fernandes et al., 2016).

As macrófitas são de grande importância para o ecossistema aquático, pois além de serem um dos principais produtores primários, como mencionado anteriormente, também exercem papel na ciclagem e estocagem de nutrientes, além de servirem de abrigo e local para nidificação de diversos animais (Pott & Pott, 2000; Marchetti & Scarabotti, 2016), e se destacarem como as principais produtoras de biomassa (Esteves, 2011). Macrófitas também fazem parte da cadeia trófica, servindo de alimento para diferentes organismos, como pássaros, peixes e invertebrados (Bornette & Puijalon, 2010; Marchetti & Scarabotti, 2016). A flora de um local é um importante indicador do estado ambiental de uma região, tanto no que tange a proteção do solo, quanto na definição de habitats para animais silvestres (Kufner et al., 2011).

Macrófitas aquáticas influenciam diretamente a dinâmica hidrológica do ecossistema aquático, podendo alterar ou reduzir a velocidade das correntes,

tendo assim um efeito no fluxo da água, além de influenciar na dinâmica de sedimentação e aumentarem a complexidade do habitat, servindo de refúgio, alimento e provendo área de reprodução para outros organismos (Bornette & Puijalon, 2010; Fernandes et al., 2016). Por afetarem diretamente as características físicas, químicas e biológicas de ambientes lênticos, macrófitas são importantes indicadores da qualidade de ambientes aquáticos e importantes para o manejo desses ambientes (Esteves, 2011). Além disso, por serem organismos com mobilidade reduzida e suscetíveis às características tanto físicas quanto químicas do ambiente, elas são muito efetivas como indicadoras de integridade e da pressão (perturbação) que o ambiente pode vir a estar sofrendo (Pereira et al., 2012).

Nos últimos anos, estudos com macrófitas vêm sendo realizados em diferentes ambientes aquáticos e em diferentes áreas do conhecimento para a melhor compreensão do grupo e de suas funções nestes ecossistemas. Estudos de caráter taxonômico, como descrição das comunidades de macrófitas, são escassos na região Neotropical, o que é alarmante devido ao fato da importância de se conhecer o que compõe um ambiente para poder preservá-lo (Padiál & Thomaz, 2008; Kufner et al., 2011). Além disso, o conhecimento do que compõe um local é imprescindível também para o manejo de populações, devido ao fato de que alterações na dinâmica destes locais podem gerar respostas indesejadas, como o desenvolvimento de espécies oportunistas, necessitando muitas vezes de manejo para o controle, a fim de garantir a efetiva preservação da saúde ambiental (Kufner et al., 2011). No Brasil, estes estudos estão distribuídos em locais muito pontuais de seu território (Kufner, 2011; Pivari et al., 2011; Moura-Junior et al., 2013), e no Estado do Paraná, os principais levantamentos ocorreram em reservatórios, como no de Itaipu (Thomaz et al., 2003; Rosa, 2018).

Abordagens com viés ecológico, como interações interespecíficas, distribuição e composição de comunidades, competição e também sobre variáveis que afetam estas comunidades vêm sendo desenvolvidas, sendo essenciais atualmente para prover suporte nas tentativas de conservação destes ambientes (Zhang et al., 2017; Dainez-Filho et al., 2019; Salgado et al., 2019). Muitos estudos desenvolvidos ao redor do mundo vêm relacionando a paisagem e morfometria do ambiente aquático com a composição e distribuição

das macrófitas, uma vez que um dos fatores abióticos que mais influencia a presença das macrófitas ser a intensidade luminosa (Soranno et al., 1999; Rooney & Kalff, 2000; Thomaz et al., 2003; Bornette & Puijalon, 2010). Estudos com este caráter são desenvolvidos com intuito de medir a diversidade destes organismos em lagos rasos e profundos, e em ambientes eutrofizados (Genkai-Kato & Carpenter, 2005; Scheffer & Van Nes, 2007).

No Brasil, os estudos envolvendo as macrófitas aquáticas começaram a ser mais frequentes a partir dos anos 90 (Padial & Thomaz, 2008), tendo abordagens mais observacionais e descritivas. Atualmente, um dos enfoques mais utilizados está no potencial de invasão que essas plantas aquáticas têm no ambiente e o correto manejo das mesmas (Bini et al., 1999; Thomaz, 2002). Um exemplo importante de manejo é o que vem sendo desenvolvido com a espécie *Echhornia crassipes* (Mart.) Solms, uma das macrófitas invasoras mais agressivas de ambientes lênticos (Martins & Pitelli, 2005). Por outro lado, a mesma espécie vem desempenhando papel relevante como bioindicadora em estudos envolvendo descontaminação de ambientes aquáticos (Gonçalves Jr. et al., 2008). Tais estudos são comumente desenvolvidos em ambientes represados, por exemplo em reservatórios de usinas hidrelétricas (Thomaz et al., 2003; Macedo et al., 2015; Rosa, 2018), uma vez que a presença de macrófitas pode vir a ser danosa nas turbinas durante a produção de energia (Pompêo, 2017), evidenciando a importância do manejo correto destes organismos em tais situações.

Trabalhos que visam medir o efeito da expansão urbana em ecossistemas aquáticos têm recebido uma maior atenção da comunidade acadêmica, porém poucos trabalhos são desenvolvidos em relação às respostas das macrófitas aquáticas a tal mudança do ambiente, sendo que a maior parte dos trabalhos deste caráter foi realizada em outros países (Duarte et al., 2015). Além disso, Pompêo e Moschini-Carlos (2003) ressaltam que, por mais que 6,5% do território brasileiro sejam cobertos por áreas alagáveis o número de trabalhos publicados sobre macrófitas aquáticas no país ainda é muito baixo e a maioria se concentra em trabalhos realizados em reservatórios (Kufner et al., 2011).

Considerando a importância das lagoas rasas para a manutenção da diversidade aquática, este trabalho tem como objetivo compreender os padrões

de distribuição das diferentes formas de vida de macrófitas aquáticas em relação ao uso do solo, características físico-químicas da água e morfometria das lagoas rasas da região oeste do estado do Paraná. Espera-se que os padrões de distribuição das formas de vida das macrófitas aquáticas respondam melhor ao gradiente de uso e ocupação do solo, enquanto que a qualidade da água e a morfometria dos lagos terão um efeito secundário na distribuição das formas de vida. O conhecimento do funcionamento das lagoas rasas e o papel das macrófitas nesses ambientes em relação às alterações de paisagem podem providenciar importantes subsídios para o planejamento de uso territorial e a conservação das espécies.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado em lagoas rasas em um gradiente entre matrizes urbanas à rurais nos municípios de Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, ambos na região do extremo oeste do estado do Paraná, localizados respectivamente nas coordenadas 25°32'45" S, 54°35'07" O e 25°25'00" S, 54°25'00" O, abrangendo juntos uma área de aproximadamente 877 km².

O clima da região é caracterizado como sendo subtropical úmido – Cfa (Alvares et al., 2014) de acordo com a classificação proposta por Köppen, com verões quentes (média de 26,3 °C) e invernos frios (média de 16,6 °C). As chuvas são bem distribuídas ao longo do ano, tendo pluviosidade média anual de 1728 mm, sendo julho o mês mais seco, com média histórica de 96 mm. O solo na região é predominantemente utilizado para agricultura e pastagem, ocupando mais de 44% da área de estudo, enquanto 43,8% é destinado para áreas de vegetação natural e florestas plantadas e 5% para uso urbano (Olegário et al., 2014).

A vegetação da região é típica de Floresta Estacional Semidecidual, porém o uso do solo foi bastante modificado ao longo dos anos devido a transformação de mata em áreas de uso agrícola (Oliveira et al., 2019). O mesmo estudo aponta que o contrário também vem acontecendo, uma vez que as áreas de agricultura na região vêm diminuindo de 1980 para 2017, enquanto as áreas urbanas e de mata têm aumentado, provavelmente devido à influência das políticas de preservação implementadas por Itaipu para as áreas de margem do reservatório.

2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

Foram amostradas 16 lagoas rasas pertencentes a matrizes urbanas e rurais dos municípios de Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu. A amostragem foi realizada ao longo do mês de setembro de 2019, após um prolongado período de estiagem. Sendo assim, as lagoas tiveram profundidade máxima de 3 metros e sem sombreamento.

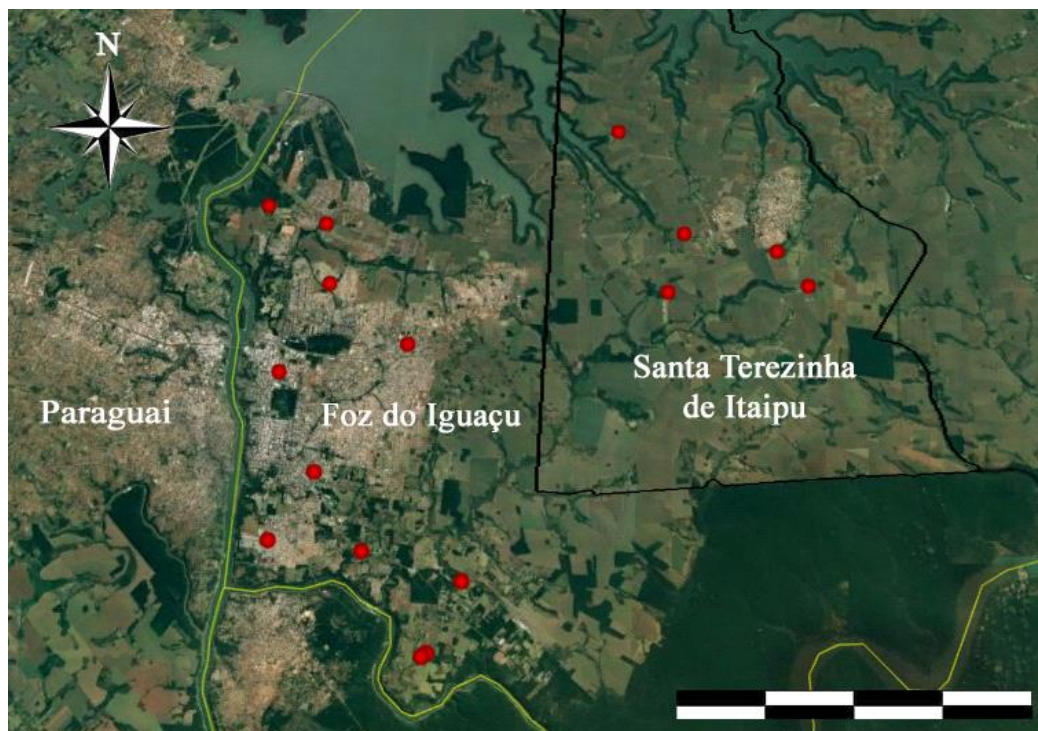


Figura 1. Mapa de distribuição das lagoas amostradas nos municípios de Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, 2019. Barra de escala corresponde a 10 km.

Foram medidas *in situ* variáveis físicas e químicas da água, sendo elas: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, condutividade (mS cm^{-1}), turbidez (NTU), oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) e sólidos totais (g L^{-1}). As variáveis foram mensuradas através da Sonda Multiparâmetros Horiba, além disso foi utilizado o disco de Secchi para estimar a transparência da água (m). As variáveis morfométricas analisadas, área (m^2), perímetro (m), foram medidas através de imagens e ferramentas disponíveis no programa Google EarthTM. O *fetch* (m), representa o grau de exposição da margem a ação do vento, sendo importante fator de stress e distúrbio para macrófitas por causar danos físicos as plantas e dificuldade de estabelecimento devido a remoção do sedimento (Esteves, 2011). O *fetch* foi calculado através da medida entre os pontos mais extremos do lago, sem tocar as margens.

O Índice de Desenvolvimento da Margem (DL) foi calculado a partir da fórmula:

$$L_d = L_0/2 * \sqrt{(\pi * A)}$$

Onde, L_0 é o perímetro da lagoa e A a área da lagoa.

O DL indica o grau de irregularidade do entorno de um lago, sendo assim é uma importante variável estrutural de ambientes lênticos, pois quanto maior o desenvolvimento da margem, maior a heterogeneidade do ambiente (Cardoso, 2009).

Para a caracterização do uso e ocupação do solo, foi utilizado o mapeamento de uso de terras da microrregião de Foz do Iguaçu (Oliveira et al., 2019). Este mapa separa os usos em água, regeneração, mata, pastagem, usos urbanos e usos agrícolas. Para analisar se o uso do solo em diferentes escalas afeta a composição de formas de vida das macrófitas aquáticas, foram realizados buffers de 100, 250, 500 e 1000 m de raio (Exemplo: Figura 2). Para quantificar a utilização do solo ao redor destes pontos foi utilizando o programa QGis 2.18 (Quantum G.I.S. 2017).

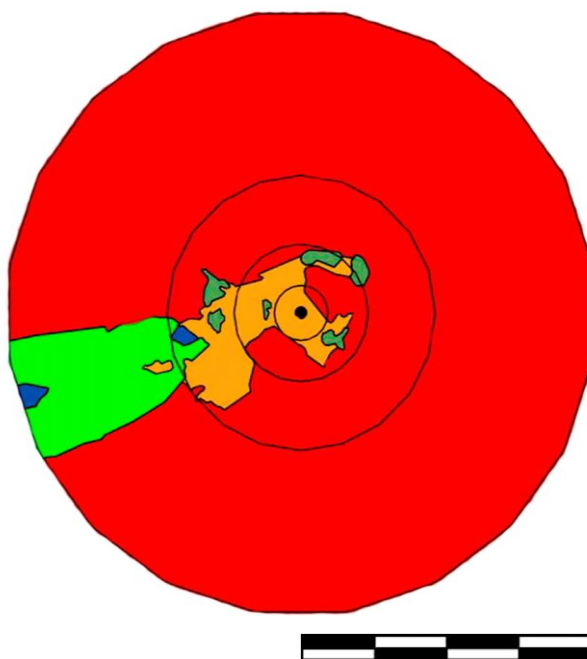


Figura 2. Buffer de 100, 250, 500 e 1000 metros de raio de uso e ocupação do solo da lagoa 1 amostrada em Santa Terezinha de Itaipu, 2019. Barra de escala: 1 km.

Para a coleta das macrófitas aquáticas foi utilizado um quadrante de 1 m² feito de cano PVC, o qual foi lançado casualmente na região litorânea da

lagoa. A partir do ponto onde o quadrante se alocava na primeira vez, as demais sub-réplicas eram demarcadas na margem da lagoa de maneira sistemática, em série, com espaçamento de dois metros (para lagoas maiores) ou um metro (para lagoas menores). A fim de obter uma amostra significativa das macrófitas aquáticas presentes em cada lagoa, a série de sub-réplicas contou com 10 quadrados amostrados na margem de cada lago, totalizando as réplicas com 10 m² de área amostrada cada.

A avaliação da porcentagem de cada forma de vida das macrófitas nas lagoas foi realizada por uma estimativa visual em percentual para cada forma de vida presente dentro do quadrante e, posteriormente, feita uma média dos valores para cada lagoa. Além disso, para avaliar a composição de gêneros e espécies foram amostradas as macrófitas que se encontravam dentro do quadrante. A coleta das macrófitas aquáticas que possuíam estruturas acima da lâmina d'água foi feita manualmente, enquanto que as macrófitas submersas foram coletadas com o auxílio de um rastelo. Neste estudo, não foram incluídas as macrófitas aquáticas anfíbias.

Os indivíduos coletados foram processados de acordo com o método de herborização de plantas aquáticas (Pedralli, 1990), identificados ao seu menor nível taxonômico possível com o auxílio de bibliografia especializada (Pivari et al., 2008; Cervi et al., 2009; Macedo et al., 2015;) e consulta a especialistas (Milton Omar Córdova Neyra; Suzana Moreira Neves; Tainã de Souza; Vali Joana Pott) e incorporados ao acervo do Herbário Evaldo Buttura (EVB) da Universidade Federal da Integração Latino-Americana. As famílias das angiospermas estão apresentadas de acordo com APG IV (2016), e as de Samambaias e Licófitas estão de acordo com PPG I (2016). A grafia dos autores das espécies foi consultada no site (Flora do Brasil).

2.3 ANÁLISE DOS DADOS

As variáveis dependentes testadas foram: i) percentual de cobertura de cada uma das formas de vida das macrófitas aquáticas; ii) percentual de macrófitas emersas (forma predominante no estudo) e; iii) composição dos gêneros das macrófitas.

O conjunto total das variáveis independentes foi dividido em três grupos: a) uso do solo – composto pelos percentuais de cobertura regional de agricultura, mata, pastagem, regeneração, silvicultura e zona urbanizada; b) características físico-químicas da água – incluindo temperatura, pH, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos e profundidade do Secchi e; c) morfometria das lagoas – área, perímetro, distância de *fetch* e índice de desenvolvimento da margem. Todos os conjuntos de dados multivariados com variáveis de magnitudes diferentes foram padronizados por meio da estatística Z, deixando todas as variáveis com média igual a 0 e desvio padrão igual a 1. Especificamente para o uso do solo, foram feitos os procedimentos acima para os buffers de 100, 250, 500 e 1000 metros de raio dos locais de amostragem. Para selecionar qual buffer seria utilizado na análise, testamos o melhor ajuste linear com uma Análise de Correlação verificando o melhor valor de R^2 com a respectiva variável dependente. Em todos os casos o buffer de 100 metros foi o mais representativo.

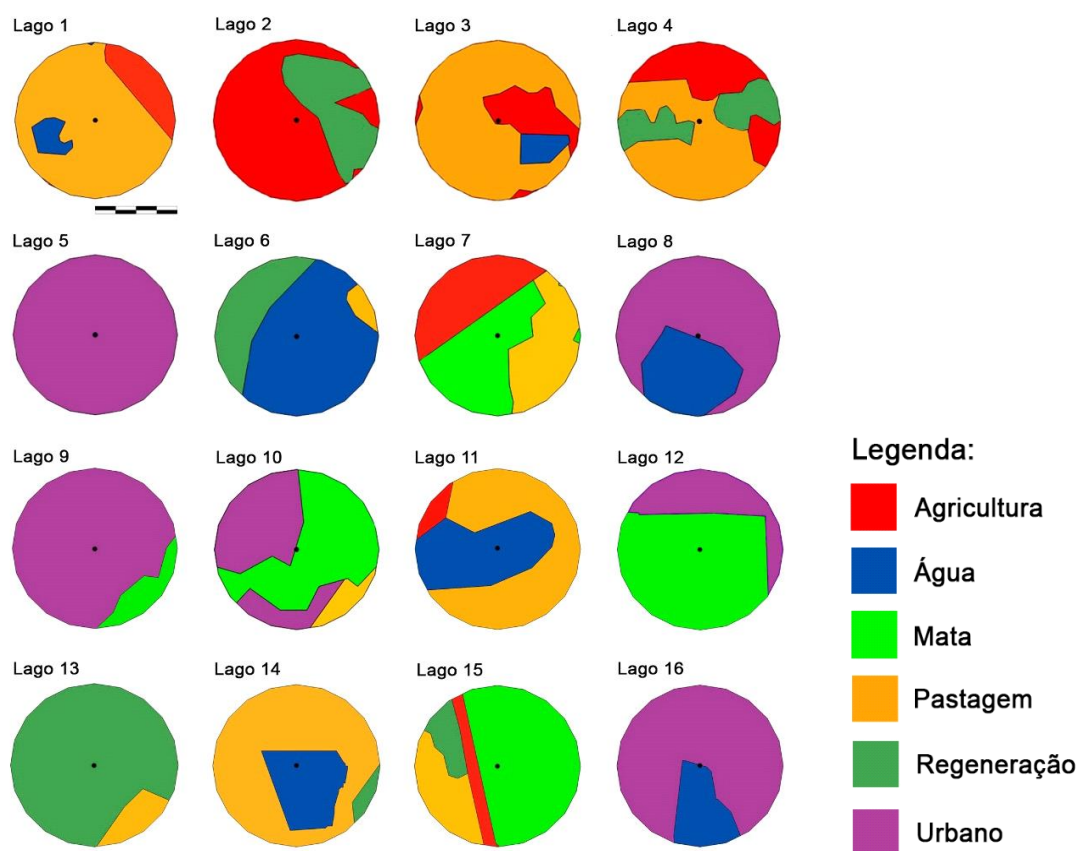


Figura 3: Buffer de 100 m de uso e ocupação do solo das 16 lagoas amostradas nos municípios de Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, 2019. Barra de escala = 100 m.

As matrizes multivariadas dependentes e independentes foram reduzidas a um único vetor utilizando uma Análise dos Componentes Principais (PCA) (Digby & Kempton, 1987; Legendre & Legendre, 2012) demonstrando os seguintes valores de explicabilidade: i) percentual de cobertura de cada uma das formas de vida, 65,4%; ii) uso do solo no buffer de 100 m, 47,0%; iii) características físico-químicas da água, 35,9 % e; iv) morfometria das lagoas, 67,2 %. O vetor foi criado a partir dos scores do primeiro eixo dessas análises de ordenação. Para testar se os vetores retirados dos conjuntos multivariados explicariam o vetor do percentual de cada forma de vida ou o percentual de cobertura das macrófitas emersas, foi utilizada a Análise de Regressão Linear Múltipla.

Para os dados de ocorrência dos gêneros nos pontos de amostragem, a planilha de presença/ausência foi sintetizada em um eixo a partir de uma análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS) utilizando o índice de Jaccard, o qual apresentou um valor de *stress* com baixa representatividade (0,29). Os scores do primeiro eixo da nMDS foram utilizados como variável dependente em uma Análise de Regressão Múltipla com as mesmas variáveis independentes utilizadas nas análises acima.

Todas as análises foram realizadas no programa Paleontological Statistics (PAST) versão 3.25, com nível de significância de $p < 0,05$ (Hammer, 1999).

3 RESULTADOS

Foram encontradas 40 espécies, pertencentes a 28 gêneros de 18 famílias nas lagoas amostradas (Tabela 1). A família mais representativa foi Cyperaceae com 10 espécies, seguida de Onagraceae (6 spp.) e Poaceae (5 spp.). O gênero mais representativo foi *Ludwigia* da família Onagraceae, com 6 espécies, seguido de *Eleocharis* (5 spp.) da família Cyperaceae.

Tabela 1. Espécies amostradas em lagoas de matrizes urbanas e rurais dos municípios de Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, 2019.

FAMÍLIA	FORMAS DE VIDA
Espécie	
ALISMATACEAE	
<i>Echinodorus grandifloras</i> (Cham. & Schltld.) Micheli	Emersa
ASTERACEAE	
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	Emersa
<i>Mikania micranta</i> Kunth	Emersa
<i>Mikania cf. cordifolia</i> (L.f.) Willd.	Emersa
ARALIACEAE	
<i>Hydrocotyle leucocephala</i> Cham. & Schltld.	Emersa
BEGONIACEAE	
<i>Begonia cucullata</i> Willd.	Emersa
COMMELINACEAE	
<i>Commelina obliqua</i> Vahl	Emersa
<i>Floscopa glabrata</i> (Kunth) Hassk.	Emersa
CYPERACEAE	
<i>Carex polysticha</i> Boeckeler	Emersa
<i>Cyperus mundtii</i> (Nees) Kunth	Emersa
<i>Cyperus</i> sp.	Emersa
<i>Cyperus haspan</i> L.	Emersa
<i>Eleocharis elegans</i> (Kunth) Roem. & Schult.	Emersa
<i>Eleocharis minima</i> Kunth	Emersa
<i>Eleocharis mutata</i> Roem. & Schult.	Emersa
<i>Eleocharis nudipes</i> (Kunth) Palla	Emersa
<i>Eleocharis acutangular</i> (Roxb.) Schult.	Emersa
<i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britton	Emersa
HALORAGACEAE	
<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	Submersa enraizada

HYDROCHARITACEAE

Egeria sp. Submersa livre

LENTIBULARIACEAE

Utricularia gibba L. Submersa livre

MAYACACEAE

Mayaca fluviatilis Aubl. Emersa

NYMPHAEACEAE

Nymphaea caerulea Savigny Folha flutuante

ONAGRACEAE

Ludwigia elegans (Cambess.) H.Hara Emersa

Ludwigia grandifolia (Michx.) Greuter & Burdet Emersa

Ludwigia leptocarpa (Nutt.) H.Hara Emersa

Ludwigia peploides (Kunth) P.H.Raven Emersa

Ludwigia sericea (Cambess.) H.Hara Emersa

Ludwigia sp. Emersa

POACEAE

Andropogon bicornis L. Emersa

Brachiaria sp. Emersa

Luziola sp. Emersa

Panicum sp. Emersa

Setaria parviflora (Poir.) M.Kerguelen Emersa

PLANTAGINACEAE

Bacopa monnieri (L.) Wettst. Emersa

POLYGONACEAE

Polygonum cf. hydropireroides Michx. Emersa

PONTEDERIACEAE

Eichhornia crassipes (Mart.) Solms Flutuante

Pontederia cordata L. Emersa

SALVINACEAE

Salvinia auriculata Aubl. Flutuante

SPHENOCLEACEAE

Sphenoclea sp. Emersa

Entre as formas de vida das macrófitas aquáticas, as mais abundantes nas lagoas amostradas foram as emersas ($\bar{x} = 34.6\%$), seguidas por flutuantes ($\bar{x} = 7.0\%$), submersas enraizadas ($\bar{x} = 3.0\%$) e submersas livres e folhas flutuantes (com média abaixo de 1%), como mostra a figura 4.

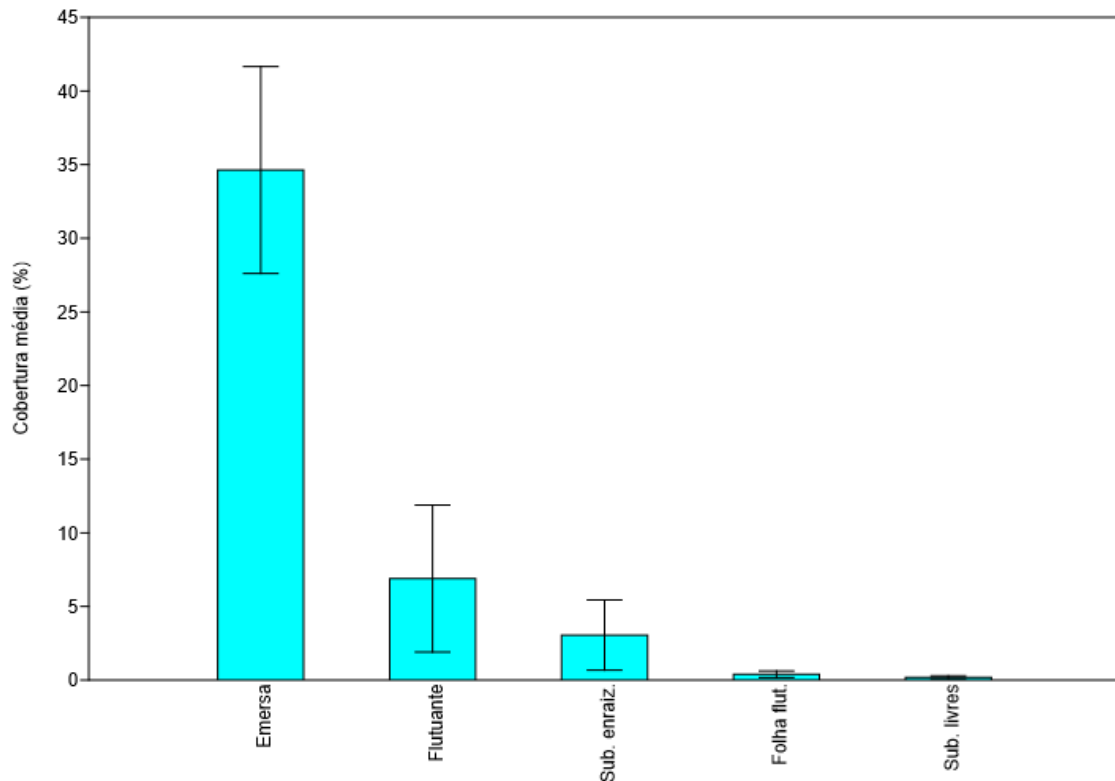


Figura 4. Porcentagem média e desvio de cobertura das formas de vida de macrófitas aquáticas amostradas.

A partir dos dados obtidos na qualidade de água (tabela 2) e morfometria das lagoas (tabela 3) foi possível realizar as análises de regressão linear com as formas de vida.

Tabela 2. Dados de qualidade da água das lagoas rasas do oeste paranaense obtidos a partir da Sonda Multiparâmetros Horiba.

	Temperatura (°C)	pH	Condutivida de (mS/cm)	Turbidez (NTU)	Secchi (cm)	Oxigênio dissolvido (mg/L)	Sólidos totais (g/L)	pHmV	ORPmV
Lago 1	30,66	6,61	0,023	17,5	58	5,83	0,015	12	228
Lago 2	29,27	7,1	0,057	213	9	5,41	0,037	-25	243
Lago 3	29,03	6,47	0,027	15,3	30	4,92	0,017	13	207
Lago 4	32,64	6,7	0,054	10,1	38	4,26	0,032	-1	233
Lago 5	31,31	6,67	0,032	79,2	77	4,9	0,022	19	251
Lago 6	35,42	6,45	0,036	4,2	80	3,79	0,024	16	245
Lago 7	28,02	6,53	0,038	9,5	34	5,24	0,025	12	275
Lago 8	27,51	7,55	0,14	68,7	32	6,48	0,091	-55	234
Lago 9	28,9	7,16	0,113	36	27	3,77	0,073	-23	189
Lago 10	26,93	6,67	0,03	5,4	48	6,44	0,018	1	323
Lago 11	27,05	6,7	0,022	259	6	5,62	0,014	-1	292
Lago 12	30,1	6,58	0,086	22,5	50	4,51	0,056	21	105
Lago 13	29,88	7,15	0,027	171	13	6,06	0,017	-27	212
Lago 14	25,03	6,88	0,088	24	20	2,51	0,057	-8	187
Lago 15	26,5	7,19	0,022	5,5	100	6,26	0,015	-23	218
Lago 16	30,74	7,1	0,098	30,1	42	6,77	0,063	-32	229

Tabela 3. Dados morfométricos das lagoas rasas do oeste paranaense.

	Fetch	Área total (m ²)	Perímetro (m)	DL
Lago 1	56,09	1.465,58	272,4	2,0072289
Lago 2	25,49	227,88	66,5	1,2426908
Lago 3	40,55	763,19	126,99	1,2967246
Lago 4	15,63	150,39	48,71	1,1204777
Lago 5	18,33	203,3	54,87	1,0855775
Lago 6	70,78	2.472,21	226,89	1,2872629
Lago 7	21,84	136,05	59,29	1,433926
Lago 8	118,65	10.045,55	368,39	1,036849
Lago 9	26,92	447	83,21	1,1102386
Lago 10	34,91	621,75	99,3	1,1234039
Lago 11	47,69	1.212,09	143,94	1,1662956
Lago 12	14,32	100,09	38,65	1,0898048
Lago 13	35,84	612,74	109,12	1,243543
Lago 14	81,57	2.345,82	250,99	1,4618528
Lago 15	37,72	769,28	107,03	1,0885738
Lago 16	165,39	10.805,53	429	1,1642033

O resultado da regressão linear múltipla indicou que não existe relação significativa entre as formas de vida amostradas e os conjuntos analisados e sintetizados nos eixos da PCA ($F= 0,47$; $p= 0,71$). Igualmente, não obtivemos um resultado significativo entre as formas de vida mais representativa (emersas) e as variáveis analisadas ($F= 0,56$; $p= 0,65$). Portanto, nenhum dos vetores das variáveis analisadas foi capaz de explicar o padrão de distribuição das formas de vida das macrófitas aquáticas. Da mesma forma, o vetor criado pela nMDS a partir da ocorrência dos gêneros não foi explicado pelos vetores das variáveis preditoras ($F= 2,75$; $p= 0,09$).

4 DISCUSSÃO

Entre as variáveis mensuradas para este estudo, sendo elas as características físicas e químicas e morfométricas dos corpos d'água e o uso do solo, nenhuma foi capaz de explicar a distribuição das formas de vida das macrófitas aquáticas nas lagoas estudadas.

Macrófitas emergentes foi a forma de vida com maior representatividade neste estudo, o que condiz com diversos outros trabalhos (Kufner et al., 2011; Pereira et al., 2012; Duarte et al., 2015). Tal ocorrência pode ser devido a este tipo de vida ser resistente a flutuações no nível d'água, conjuntamente ao fato deste biotipo captar seus nutrientes dos sedimentos encontrados no fundo do lago, além de ter melhor acesso a luminosidade (Esteves, 2011; Pereira et al., 2012; Alahutha et al., 2013). No que tange as famílias mais representativas, Cyperaceae e Poaceae, as duas representadas por espécies emergentes, condiz com levantamentos de macrófitas aquáticas no Brasil que obtiveram o mesmo resultado (Pott & Pott, 2000; Cervi et al., 2009, Duarte et al., 2015). A predominância dessas famílias pode ser explicada devido ao seu comportamento generalista, além da eficácia na propagação vegetativa típica das espécies destas famílias (Lorenzi, 2009). O gênero mais representativo *Ludwigia*, pertencente à família Onagraceae, também é citado em outros estudos como sendo um gênero de alta representatividade (Pivari et al., 2008; Kufner et al., 2011), o que corrobora com os achados nesse estudo. A riqueza de espécies observada para o gênero *Ludwigia* pode ser decorrente da presença destas espécies em diferentes estágios de sucessão, demonstrando assim a capacidade destas de explorarem diferentes ambientes, além de possuírem uma ampla distribuição devido ao comportamento anfíbio de muitas das espécies (Pott & Pott, 2000).

Dentre as espécies encontradas neste estudo, as macrófitas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Salvinia auriculata* são consideradas pragas aquáticas devido ao seu rápido crescimento e domínio dos corpos d'água com altas concentrações de nutrientes, tendo diversos estudos desenvolvidos para o controle das mesmas principalmente em reservatórios, onde estas podem causar danos a geração de energia elétrica (Esteves, 2011). Entre as

emergentes, os gêneros *Eleocharis* (junco) e *Polygonum* (erva-de-bicho) também são conhecidos por causarem prejuízos a reservatórios quando não feito o correto manejo dos mesmos (Esteves, 2011). Todas estas espécies possuem algo em comum, que são os atributos necessários (rápida dispersão, reprodução assexuada, etc.) para se tornarem excelentes invasoras em lagoas antropizadas. Além disso, diversos fatores, como a eutrofização artificial, excesso de nutrientes (provindos de esgotos e culturas agrícolas), ou a porcentagem de área ripária perturbada (característica de áreas ocupadas por agricultura e outros usos da terra) criam condições favoráveis para a proliferação de macrófitas aquáticas com adaptações específicas para estes ambientes (Thomaz, 2002; Esteves, 2011).

Quando tratamos de área, a relação que esta exerce com todos os organismos é fortemente estudada, onde quanto maior a área, maior o número de espécies presente no local devido ao maior número de habitats presentes passíveis de serem colonizados (Esteves, 2011). Acredita-se que essa associação pode ser expandida para as formas de vida de macrófitas aquáticas, uma vez que maiores lagos compreendem habitats mais diversos além de poder existir a redução da competição associada a grandes populações ocupando um mesmo espaço (Edwardsen & Økland, 2006; Capers et al., 2010). No entanto, o motivo da relação entre as formas de vida e o tamanho das lagoas não ter sido significativo pode ser decorrente do fato de que, por se tratarem na sua grande maioria de lagoas pequenas, este fator não ser tão importante na estruturação destas comunidades estudadas no presente trabalho.

Fatores abióticos, como os mensurados neste estudo, podem influenciar diferentemente as formas de vida de macrófitas aquáticas (Thomaz & Bini, 1999; Esteves, 2011). Alahuhta et al. (2014) constataram que os grupos funcionais (formas biológicas) são influenciados individualmente por uma variedade de características do lago, e que não houve uma variável no estudo que tenha se demonstrado igualmente importante para todas as formas de vida. Assim, outros fatores que não foram mensurados neste trabalho podem ser igualmente ou mais significativos para demonstrar tal relação (i.e. composição do sedimento, conectividade, distúrbios, etc.) (Gafny & Gasith,

2000; Capers et al., 2010; Bornette & Puijalon, 2011; Esteves, 2011). Além disso, fatores bióticos como a predação podem ser determinantes para a presença de formas de vida de macrófitas aquáticas em lagos. Scheffer et al. (2006) propuseram a hipótese de que o aumento na densidade de peixes pode causar a diminuição de macrófitas devido a elevada taxa de herbivoria, além da ressuspensão do sedimento causada por estes animais levando ao aumento da turbidez da água, e conseqüentemente tendo um efeito negativo nestas plantas (Esteves, 2011). A competição, apesar de constatada como tendo uma reduzida importância, também pode afetar a abundância de macrófitas aquáticas, onde determinadas formas de vida dominantes podem inviabilizar o estabelecimento de outras (Capers et al., 2010; Esteves, 2011).

Associadamente, os níveis de nitrogênio e fósforo são cada vez mais estudados nos padrões de distribuição de macrófitas aquáticas (Bornette et al., 2001; Loughheed et al., 2001; Bento et al., 2007; Bornette & Puijalon, 2010). A eutrofização de corpos d'água é um fenômeno estudado mundialmente, devido aos impactos negativos relacionados a este evento (Pompêo, 2017). A alta concentração de nitrogênio e fósforo, decorrente de ações antrópicas, pode mudar completamente a comunidade de organismos que vivem nestes locais, passando de um local com comunidade diversa para ambientes dominados por algas, cianobactérias e formas biológicas de macrófitas aquáticas características de ambientes eutrofizados, reduzindo assim a qualidade da água e causando grandes danos ambientais (Pompêo, 2017). De forma semelhante, Pereira et al. (2012) e Gyosheva et al. (2019) avaliaram o padrão de distribuição de macrófitas aquáticas decorrente da relação com as variáveis físicas e químicas da água e constataram que ao se tratar da forma biológica de vida livre, esta é a mais afetada pelo nutriente disponível na coluna d'água. Deste modo, lagos com uma alta concentração de nutrientes (eutrofizados) tendem a ter maior presença desta forma de vida (Esteves, 2011; Pereira et al., 2012). Em contrapartida, macrófitas que possuem seus sistemas radiculares fixos no solo, ou seja, as emersas, de folhas flutuantes e submersas enraizadas, têm demonstrado uma maior associação a ambientes com baixa concentração de nutrientes na coluna d'água, pois estas conseguem seus recursos através dos sedimentos encontrado no fundo dos lagos (Gyosheva et

al., 2019). Tendo isto em vista, o cálculo de Índice de Estado Trófico (IET) seria uma importante ferramenta na análise da distribuição dos biótipos de macrófitas. Porém, é importante ressaltar que a métrica de uso de solo pode ser usado como um *proxy* da concentração de nutrientes nestas lagoas, e que seria esperado uma correlação positiva caso houvesse uma ligação entre as formas de vida e o índice trófico das lagoas estudadas. Assim, é possível constatar que formas de vida são afetadas distintamente por características físico-químicas da água, sendo difícil encontrar um único fator explicativo para todas as formas de vida.

O regime hidrológico, por sua vez, é um dos determinantes da distribuição e estabelecimento de plantas em ambientes aquáticos (Riss & Hawes, 2002). Poucos lagos possuem um regime de nível d'água constante, podendo ocorrer flutuações ao longo de um ciclo hidrológico e estudos já demonstraram que tal efeito pode afetar a composição de espécies de macrófitas aquática em lagos e rios (Wilcox & Meeker, 1991; Riss & Hawes, 2002). No presente estudo, nos deparamos com um regime de chuva atípico (longo período de estiagem), onde os níveis das lagoas estavam visivelmente mais baixos, além de diversas lagoas terem sido encontradas completamente secas. Populações de plantas aquáticas respondem diretamente a tal efeito no clima, por exemplo, espécies perenes precisam conseguir sobreviver a períodos de condições adversas para poder ocupar a área quando esta se encontrar apropriada novamente (Riss & Hawes, 2002). Além disso, o baixo nível da água pode também comprometer o nicho de determinadas formas de vida, ou seja, quando uma área maior do lago está preenchida, esta seria capaz de compreender mais nichos e um gradiente maior de ambientes, permitindo a coexistência de diferentes formas de vida no mesmo espaço (Geest et al., 2005; Riss & Hawes, 2002).

Contudo, a baixa do nível da água em ecossistemas aquáticos, pode ter um impacto positivo nas comunidades de plantas aquáticas, podendo causar um aumento da biodiversidade devido a alternância entre comunidades submersas e emergentes, além de diminuir o processo de competição (Gafny & Gasith, 2000; Geest et al., 2005; Bornette & Puijalon, 2010). Tal evento, de flutuação no regime hidrológico, favorece o processo de sucessão nas lagoas,

mudando a composição florística do ambiente, devido aos nichos abertos que serão ocupados pelos grupos que melhor respondem a mudança (Leira & Cantonati, 2008; Bornette & Puijalon, 2010). Além disso, lagos rasos em regiões tropicais apresentam uma maior tendência a variações a curto prazo na composição de seu sedimento (mistura), devido a “tropicalidade” (variação não tão demarcada das estações do ano), fazendo com que a cada passagem de uma frente fria a qualidade da água e de seus sedimentos seja mudada, causando assim uma heterogeneidade espacial muito grande (Pompêo, 2017). Devido a todos estes fatores expostos, é de se esperar que inúmeras outras variáveis possam explicar o padrão de distribuição das macrófitas aquáticas nas lagoas estudadas. É importante ressaltar que a não obtenção de uma relação entre as variáveis estudadas e a distribuição das formas de vida pode ter também correlação com eventos estocásticos que afetam a organização destas comunidades.

Em resumo, as macrófitas aquáticas nas lagoas rasas amostradas não responderam às características da paisagem, morfometria e qualidade da água. Parâmetros não mensurados ou mesmo fatores estocásticos podem estar envolvidos na explicação da distribuição dessas plantas.

REFERÊNCIAS

- ALLAN, D. J., & CASTILLO, M. M. **Stream Ecology**: Structure and function of running waters. 2 ed. Dordrecht: Springer Netherlands, 2007.
- ALAHUHTA, J. & HEINO, J. Spatial extent, regional specificity and metacommunity structuring in lake macrophytes. **Journal of Biogeography**, v. 40, p. 1572-1582, 2013.
- ALAHUHTA, J. et al. Variable response of functional macrophyte groups to lake characteristics, land, use, and space: implications for bioassessment. **Hydrobiologia**, v. 737, p. 201-214, 2014.
- ALVARES, C. L. et al. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2014.
- APG IV. 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.
- BARBIERI, R. & CARREIRO, J. G. Ecologia de macrófitas aquáticas em campo inundável na APA da baixada maranhense. **Bol. Lab. Hidrobiol.**, v. 27, p. 1-8, 2017.
- BELLINGER, E. G., & SIGEE, D. C. **Introduction to Freshwater Algae**: Identification, Enumeration and use as Bioindicators. 2 ed. USA: Wiley, 2015.
- BENTO, L. et al. O papel das macrófitas aquáticas emersas no ciclo de fósforo em lagos rasos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, p. 582-589, 2007.
- BINI, M. L. et al. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 415, p. 147-154, 1999.
- BOLTON, J. J. What is aquatic botany? - and why algae are plants: the importance of non-taxonomic terms for groups of organisms. **Aquatic Botany**, p. 1-12, 2016.
- BORNETTE, G. et al. Aquatic plant diversity in four river floodplains: a comparison at two hierarchical levels. **Biodiversity & Conservation**, v. 10, p. 1683-1701, 2001.
- BORNETTE, G. & PUIJALON, S. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. **Aquatic Sciences**, v. 73, p. 1-14, 2011.
- CAPERS, R. S. et al. The relative importance of local conditions and regional processes in structuring aquatic plant communities. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 952-966, 2010.

- CARDOSO, S. J. Influência da morfometria de lagos na diversidade fitoplanctônica. Tese (Mestrado) – Mestre em Ecologia Aplicada a Conservação e Manejo de Recursos Naturais, Universidade Federal de Juiz de Fora, 2009.
- CERVI, A. C. et al. Macrófitas aquáticas do Município de General Carneiro, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, p. 215-222, 2009.
- CHAPIN III, F. S. et al. **Principles of terrestrial ecosystem ecology**. 2 ed. New York: Springer, 2012.
- CZECH, B. et al. Economic associations among causes of species endangerment in the United States. **BioScience**, v. 50, p. 593-601, 2000.
- DAINEZ-FILHO, M. S. et al. Role of sediment structuring by detritus on colonization and interspecific competition of one native and one invasive submerged macrophyte. **Hydrobiologia**, v. 834, p. 63-74, 2019.
- DIGBY, P. and KEMPTON, R. (1987) *Multivariate Analysis of Ecological Communities*. Chapman and Hall, London, 204 pp.
- DUARTE, G. S. V. et al. Efeitos das características ambientais sobre a riqueza e composição de macrófitas aquáticas em córregos urbanos. **Ciência e Natureza**, p. 74-94, 2015.
- EDVARDSEN, A. & ØKLAND, R. H. Variation in plant species richness in and adjacent to 64 ponds in SE Norwegian agricultural landscapes. **Aquatic botany**, v. 85, p. 79-91, 2006.
- ESTEVES, F. A. (Org.). **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790 p.
- FERNANDES, U. L. et al. Role of macrophyte life forms in driving periphytic microalgal assemblages in a Brazilian reservoir. **Journal of Limnology**, v. 75, p. 44-51, 2016.
- Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB167>>
- GAFNY, S. & GASITH, A. Spatial and temporal variation in the standing biomass of emergent macrophytes: effect of water level fluctuations. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 55, p. 301-316, 2000.
- GEEST, H. et al. Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. **Hydrobiologia**, v. 539, p. 239-2248, 2005.
- GENKAI-KATO, M. & CARPENTER, S.R. Eutrophication due to phosphorus recycling in relation to lake morphometry, temperature, and macrophytes. **Ecology**, v. 86, p. 210-219, 2005.
- GONÇALVES JUNIOR, A. C. et al. Remoção de metais pesados tóxicos cádmio, chumbo e cromo em biofertilizante suíno utilizando macrófita

aquática (*Eichhornia crassipes*) como bioindicador. **Acta Scientiarum. Technology**. v. 30, p. 9-14, 2008.

- GRIFT R. E. How fish benefit from floodplain restoration along the Lower River Rhine. PhD thesis, Wageningen University, 2001.
- GYOSHEVA, B. et al. Relationships between macrophyte species, their life forms and environmental factors in floodplain water bodies from the Bulgarian Danube River Basin. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 258, p. 1-11, 2019.
- HILL, M.J. et al. Urban ponds as an aquatic biodiversity resource in modified landscapes. **Global ChangeBiology**, p. 1-14, 2016.
- KITSIOS, A. Effects of agricultural practices on the water quality of the Scott River: with focus on primary production. Tese (Doutorado) — Honours Thesis for Bachelor of Environmental Engineering, University of Ö, 2004.
- KUFNER, D. C. L. et al. Composição florística e variação sazonal da biomassa de macrófitas aquáticas em lagoa de meandro do Pantanal. **Rodriguésia**, v. 62, p. 803-812, 2011.
- LEIRA, M. & CANTONATI, M. Effects of water-level fluctuations on lakes: an annotated bibliography. **Hydrobiologia**, v. 613, p. 171-184, 2008.
- LORENZI, H. & Souza, V. C. **Botânica Sistemática**. 3 ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2009.
- LOUGHEED, V. L. et al. Primary determinants of macrophyte community structure in 62 marshes across the Great Lakes basin: latitude, land use, and water quality effects. **Aquatic Science**, v. 58, p. 1603-1612, 2001.
- MACEDO, C. C. L. et al. (Org.) **Ecologia de reservatórios e interfaces**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, p. 278-293 2015.
- MARCHETTI, Z. Y. & SCARABOTTI, P. A. Macrophytes assemblages to environmental, temporal and spatial variations in lakes of a subtropical floodplain-river system, Argentina. **Flora**, v. 225, p. 82-91, 2016.
- MARTINS, A. T. & PITELLI, R. A. Efeitos do manejo de *Eichhornia crassipes* sobre a qualidade da água em condições de mesocosmos. **Planta daninha**, v. 23, p. 233-242, 2005.
- MARZLUFF, J. M. & EWING, K. Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: a general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. **Restoration Ecology**. v.9, p. 280-292, 2001.
- METZGER, J. P. **O que é ecologia de paisagens?**. Biota Neotropica, v. 1, p. 1-9, 2001.

- MEYER, J. L. et al. Impacts of climate change on aquatic ecosystem functioning and health. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 35, p. 1373–1386, 1999.
- MONTGOMERY, D. R.; MACDONALD, L. H. Diagnostic approach to stream channel assessment and monitoring. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 38, p. 1–16, 2002.
- MOSS, B. Water pollution by agriculture. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, The Royal Society London, 2007.
- MOURA-JÚNIOR, E. G. et al. Aquatic macrophytes of Northeastern Brazil: Checklist, richness, distribution and life forms. **Check List**, v. 9, p. 298-312, 2013.
- NUCCHI, J.C. **Qualidade Ambiental e adensamento urbano**: um estudo de ecologia e planejamento da paisagem aplicado ao distrito de Santa Cecília (MSP). 2ed, Curitiba: O Autor, p. 150, 2008.
- ODUM, E. P. & BARRETT, G. W. **Fundamentos da Ecologia**. 5 ed. São Paulo: Cengage Learning, 2007.
- OLEGÁRIO, P. T. et al., 2014. Levantamento dos usos e coberturas das terras para mapeamento de unidades de paisagem na microrregião de Foz do Iguaçu/PR. In: XXVI Congresso Brasileiro de Cartografia, 2014, Gramado/RS. **XXVI Congresso Brasileiro de Cartografia**, v. 1.
- OLIVEIRA, V. F. et al. Dinâmica espacial-temporal dos usos das terras na microrregião de Foz do Iguaçu, 1980/2017. In: XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2019, Santos/SP. **XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**.
- PADIAL, A. A. & THOMAZ, S. M. The study of aquatic macrophytes in Neotropics: a scientometrical view of the main trends and gaps. **Brazilian Journal of Biology**, v.68, p. 1051-1059, 2008.
- PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativa para usos múltiplos de reservatórios. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas** (S.M. Thomaz & L.M. Bini, eds.). Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2003.
- PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas: técnicas e métodos de estudos. **Estudos de Biologia**, v. 26, p. 5-24, 1990.
- PEREIRA, S. A. et al. Aquatic macrophytes as indicators of water quality in subtropical shallow lakes, Southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, p. 52-63, 2012.
- PIVARI, M. et al. Macrófitas aquáticas da lagoa Silvana, Vale do Rio Doce, Minas Gerais, BRASIL. **Iheringia – Serie Botânica**, v. 63, p. 321-327, 2008.

- PIVARI, M. O. et al. Aquatic macrophytes of the Rio Doce valley lacustrine system, Minas Gerais, Brazil. **Rodriguésia**, v. 62, p. 759-770, 2011.
- POMPÊO, M.L.M. & MOSCHINI-CARLOS, V. Macrófitas aquáticas e perifíton: aspectos ecológicos e metodológicos. São Carlos: Rima, 2003.
- POMPÊO, M. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros**. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, p. 138, 2017.
- POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Brasília: Embrapa. 2000.
- PPG I A community-derived classification for extant lycophytes and ferns. **Journal of Systematic and Evolution**. v.54, p.563-603, 2016.
- QUANTUM, G.I.S. Development Team. 2015. Quantum GIS Geographic Information System. V. 2.18. Open Source Geospatial Foundation Project. 2017.
- RISS, T. & HAWES, I. Relationships between water level fluctuations and vegetation diversity in shallow water of New Zealand lakes. **Aquatic Botany**, v. 74, p. 133-148, 2002.
- ROONEY, N. & KALFF, J. Inter-annual variation in submerged macrophyte community biomass and distribution: the influence of temperature and lake morphometry. **Aquatic Botany**, v. 68, p. 321-335, 2000.
- ROSA, C.N. Índice de vegetação aplicado no mapeamento das macrófitas aquáticas do reservatório de Itaipu. Monografia – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, p. 34, 2018.
- SALGADO, J. et al. Long-term habitat degradation drives Neotropical macrophyte species loss while assisting the spread of invasive plant species. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 7, p. 1-18, 2019.
- SCHEFFER, M. et al. Alternative equilibria in shallow lakes. **Tree**, v. 8, p. 275-279, 1993.
- SCHEFFER, M. **Ecology of Shallow Lakes**. Chapman and Hall, London, 1998.
- SCHEFFER, M. Alternative attractors of shallow lakes. **The Scientific World**, v. 1, p. 254-263, 2001.
- SCHEFFER et al. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. **Oikos**, v. 112, p. 227-231, 2006.
- SCHEFFER, M. & VAN NES, E. H. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. **Hydrobiologia**, v. 584, p. 455-466, 2007.

- SONDERGAARD, M. et al. Pond or lake: does it make a difference? **Archiv fur Hydrobiologie**, v.162, p. 143-165, 2005.
- SORANNO, P. A. et al. Spatial variation among lakes within landscapes: Ecological organization along lake chains. **Ecosystems**, v.2, p. 395-410, 1999.
- STRAYER, D. L. et al. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. **Ecosystems**, v. 6, n. 5, p. 407–423, 2003.
- THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta Daninha**, v. 20, p. 21-33, 2002
- THOMAZ, S. M. et al. Macrófitas aquáticas da planície de inundação do Alto rio Paraná: listagem de espécies e padrões de diversidade em ampla escala. p. 187-191, 2002.
- THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. Ecologia e manejo de macrófitas em reservatórios. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 10, p. 103-116, 1999a.
- THOMAZ, S. M. et al. Species richness and beta diversity of aquatic macrophytes in a large reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil): the influence of limnology and morphometry. **Hydrobiologia**, v. 505, p. 119-128, 2003.
- TOWNSEND, C. R. et al. **Fundamentos em Ecologia**. 3 ed. Porto Alegre: Artmed, 2010.
- TURNER, M. G. **Landscape Ecology: The effect of pattern on process**. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, v. 20, p. 171-197, 1989.
- TURNER M. G., Gardner R. H., O'Neill R. V. **Landscape Ecology in Theory and Practice**. New York: Springer-Verlag , 2001.
- TURNER, M. G. Landscape Ecology: What is the state of the science? **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 36, p. 319-344, 2005.
- WIENS, J. A. Riverine landscapes: taking landscape ecology into water. **Freshwater Biology**, v.47, p. 501-515, 2002.
- Wilcox, D. A. & Meeker, J. E. Disturbance effects on aquatic vegetation in regulated and unregulated lakes in northern Minnesota (USA). **Canadian Journal of Botany**, v. 69, p. 1542–1551, 1991.
- YANG, Z. et al. The effect of environmental heterogeneity on species richness depends on community position along the environmental gradient. **Scientific reports**, v.5, p. 15-23, 2015.

ZHANG, Y. et al. Global loss of aquatic vegetation in lakes. **Earth-Science Reviews**, v. 173, p. 259-265, 2017.