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

EFEITO DA BIOMASSA DE ESPÉCIE EXÓTICA (*BRACHIARIA
SUBQUADRIPARA* (TRIN.) HITCHC.) E NATIVA (*EICHHORNIA AZUREA* (SW.)
KUNTH) SOBRE A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MACRÓFITAS
AQUÁTICAS

SARA REGINA DE AMORIM

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

Março - 2012

SARA REGINA DE AMORIM

**EFEITO DA BIOMASSA DE ESPÉCIE EXÓTICA (*BRACHIARIA
SUBQUADRIPARA* (TRIN.) HITCHC.) E NATIVA (*EICHHORNIA AZUREA*
(SW.) KUNTH) SOBRE A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE
MACRÓFITAS AQUÁTICAS**

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

Orientador: Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo

Rio Claro
2012

574.5 Amorim, Sara Regina de
A516e Efeito da biomassa de espécie exótica (*Brachiaria*
subquadripara (Trin.) Hitchc.) e nativa (*Eichhornia azurea*
(Sw.) Kunth) sobre a estrutura da comunidade de macrófitas
aquáticas / Amorim, Sara Regina de. - Rio Claro : [s.n.], 2012
45 f. : il., figs., gráfs., tabs., fots., mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo

1. Ecologia. 2. Invasão biológica. 3. Diversidade. 4.
Predominância. 5. Limnologia. I. Título.

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

**CERTIFICADO DE APROVAÇÃO**

TÍTULO: Efeito da biomassa de espécie exótica (*Brachiaria subquadripata* (Trin.) Hitchc.) e nativa (*Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth) sobre a estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas

AUTORA: SARA REGINA DE AMORIM

ORIENTADOR: Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO

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

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

Prof. Dr. SIDNEI MAGELA THOMAZ
Universidade Estadual de Maringá/PR

Profa. Dra. MARINA SATIKA SUZUKI
Laboratórios de Ciências Ambientais - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro/RJ

Data da realização: 29 de fevereiro de 2012.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo pela orientação, pelo incentivo, pelos conselhos e pela paciência ao longo desses vários anos de convivência, sobretudo nos últimos dois anos.

Agradeço ao Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz (Universidade Estadual de Maringá e à Profa. Dra. Marina Satika Susuki (Universidade Estadual do Norte Fluminense) pela participação em minha defesa.

A todos com quem tive a oportunidade de conviver no Laboratório de Ecologia Aquática e no Departamento de Ecologia e que, de alguma forma, me ajudaram, seja nas coletas, nas análises laboratoriais, na ajuda com a análise dos dados ou mesmo pelas conversas: Laís, Luciana, João, Léo, Morcego, Gisele, Ricota e Zé. Agradeço especialmente ao Carlinhos, pela mega ajuda nas coletas, observações, pela atenção e ânimo inesgotáveis. À Amarílis e à Ana, por tudo isso e pelo compartilhamento de alegrias e preocupações dessa fase, e que mesmo distantes geograficamente, continuam fazendo parte desse grupo que adoro!

A minha família e a meu namorado, pelo apoio de todos os momentos.

À Jéssica e à Joice, pela cumplicidade de sempre. Ao pessoal da casa 12 da moradia, sobretudo à Flávinha e à Janaína.

À Aline e à Luíza, pela amizade e convivência sob mesmo teto, e aos agregados da Rep. Só se For Agora, sobretudo ao Fábio (Preps), Careca, Elise e Michel. À Michele, Felipe e Priscila, que fazem parte desse grupo, mas com carinho especial herdado dos cinco anos de convivência no CBN2005.

Ao Sr. Zé e Dona Neusa do Centro de Pesquisas de Itanhaém, pelo apoio e pelas moquecas. Ao Sr. Milton e ao Mauricinho, pelo auxílio logístico, abrigo em dias de chuva, pelas risadas e conversas a respeito da vida ribeirinha.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal) pela oportunidade.

À Seção Técnica de Pós Graduação pelo apoio em todos os momentos necessários.

À Capes pelo auxílio financeiro concedido.

Ao Herbarium Rioclarense, pelo fornecimento de material, informações e pela preservação de material botânico relacionado a este trabalho.

Aos funcionários da Biblioteca, pelo carinho e atenção de todos os momentos.

Por todas as pessoas e coisas que, de alguma forma, fizeram parte de minha vida nesse fase.

RESUMO

O estabelecimento, naturalização e expansão de espécies exóticas têm sido responsáveis por grandes mudanças na composição e estrutura dos ecossistemas naturais. Neste trabalho, testamos a hipótese de que a predominância e a biomassa de uma espécie exótica invasora alteram a estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas de forma mais drástica que a predominância e biomassa de uma espécie nativa, reduzindo a riqueza funcional (RF), a riqueza de espécies (RE) e o índice de diversidade de Shannon (H'). O estudo foi realizado em rios da bacia hidrográfica do rio Itanhaém, litoral sul do Estado de São Paulo. A presença e a biomassa de macrófitas aquáticas foram obtidas por meio de quadrados coletados em bancos de macrófitas aquáticas com predominância de *B. subquadripara*, *E. azurea* ou ausência de predominância por essas espécies. Nossos resultados demonstram que áreas com predominância de *B. subquadripara* possuem número de espécies e grupos funcionais menores que os números encontrados nas áreas com predominância de *E. azurea*, ou sem predominância dessas espécies, e a predominância de *E. azurea* não interfere substancialmente na composição da comunidade de macrófitas aquáticas. O aumento de biomassa de *B. subquadripara* possui efeito negativo sobre a riqueza de espécies, riqueza funcional, índice de diversidade de Shannon e número de espécies emergentes, flutuantes livres, submersas enraizadas e epífitas, enquanto o aumento da biomassa *E. azurea* possui efeito positivo sobre o número de grupos funcionais na comunidade de macrófitas aquáticas e também sobre o número de espécies epífitas e submersas. Nossos resultados sugerem que o aumento da biomassa de *B. subquadripara*, espécie exótica invasora, assim como sua predominância, alteram a estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas de forma mais drástica que o aumento da biomassa e predominância de *E. azurea*, espécie nativa, reduzindo o número de espécies e tipos biológicos de macrófitas nas zonas litorâneas de rios.

Palavras-Chave: *B. subquadripara*. *E. azurea*. Predominância. Estrutura. Comunidade. Macrófitas aquáticas. Invasão biológica. Diversidade.

ABSTRACT

The establishment, naturalization and spread of exotic species have been responsible for major changes in the composition and structure of natural ecosystems. In this study, we tested the hypothesis that the prevalence and biomass of an invasive exotic species alter the structure of aquatic macrophyte communities in a more drastic than the dominance and biomass of native species, reducing the functional richness (FR), the wealth of species (RE) and Shannon diversity index (H'). The study was conducted in the river basin of the river Itanhaém, southern coast of São Paulo. The presence and biomass of aquatic macrophytes were obtained by means of squares collected in aquatic macrophytes with predominance of *B. subquadripara*, *E. azurea* or absence of both species. Our results show that areas with predominance of *B. subquadripara* number of species had a lower functional groups and than the numbers found in areas with a predominance of *E. azurea*, or without predominance of these species, and the prevalence of *E. azurea* does not interfere substantially in the community composition of aquatic macrophytes. The increase of biomass *B. subquadripara* had a negative effect on species richness, functional richness, Shannon diversity index and number of species emerging, free-floating, submerged rooted and epiphytes, while the increase in biomass *E. azurea* had positive effect on the number of functional groups in the community of aquatic macrophytes and also on the number of epiphytic species and submerged. Our results suggest that the increased biomass *B. subquadripara*, invasive alien species, as well as its predominance, alter the structure of aquatic macrophyte communities in a more drastic increase than the biomass and prevalence of *E. azurea*, native species, reducing the number of species and biological types of macrophytes in the littoral zones of rivers.

Keywords: *B. subquadripara*. *E. azurea*. Predominance. Structure. Community. Aquatic macrophytes. Biological invasion. Diversity.

SUMÁRIO

	Página
1. Introdução	08
2. Material e Métodos	10
2.1. <i>Área de Estudo</i>	10
2.2. <i>Amostragem</i>	12
2.3. <i>Análise dos dados</i>	13
3. Resultados	15
4. Discussão	24
5. Conclusão	28
6. Referências	29
7. Apêndice	37
7.1. <i>Apêndice A – Variáveis físicas e Químicas da água</i>	37
7.2. <i>Apêndice B –Imagens de B. subquadripa e E. azurea</i>	39
7.3. <i>Apêndice C – Coleta</i>	42
7.4. <i>Apêndice D – Imagens de locais colonizados por B. subquadripa</i> ...	43

1. Introdução

Nas últimas décadas, o estabelecimento, naturalização e expansão das espécies invasoras têm sido responsáveis por grandes mudanças na composição das espécies, na estrutura e estabilidade das comunidades e nas principais funções de vários ecossistemas naturais em diferentes partes do mundo (PIVELLO, SHIDA e MEIRELLES, 1999; MACK et al., 2000; D'ANTONIO e MEYERSON, 2002; ZEDLER, 2004; ELLISON et al., 2005; CALLAWAY e MARON, 2006). Em muitas áreas, principalmente nas que sofreram algum tipo de distúrbio, as espécies exóticas correspondem à vegetação dominante (SHELEY e PETROFF, 1999; DENSLOW e HUGHES, 2004), resultado frequentemente causado pelas atividades humanas, que têm removido barreiras de dispersão de espécies, facilitando a colonização por espécies exóticas (MACK et al., 2000; MIDDLETON, 2002; HANSEN e CLEVENGER, 2005).

Uma família que possui destaque por apresentar muitas espécies invasoras é Poaceae. Ela também é uma das mais importantes famílias de Angiospermas, por sua relevância econômica e ecológica, sua ampla distribuição geográfica e seu elevado número de espécies. Inclui cerca de 793 gêneros e 10.000 espécies, distribuídas em todas as regiões do globo, sendo que no Brasil ocorrem aproximadamente 197 gêneros e 1368 espécies (LONGHI-WAGNER et al. 2005). Entre as espécies invasoras no Brasil, destacam-se as espécies introduzidas para a formação de pastagens (MATOS e PIVELLO, 2009). No cerrado é frequente a ocorrência de *Melinis minutiflora* P. Beauv. (MARTINS, HAY e CARMONA, 2009) e *Brachiaria decumbens* Stapf (PIVELLO et al. 1999). Em ecossistemas de água doce do Brasil, há relatos frequentes da ocorrência de *Brachiaria subquadripara* (Trin.) Hitchc (POTT e POTT, 2000; MARTINS et al., 2008; MICHELAN et al., 2008; THOMAZ et al., 2009) e, em menor frequência, de *Brachiaria mutica* (Forssk.) Stapf (MARTINS et al., 2008) e *Panicum repens* L. (POTT e POTT, 2003; MARTINS et al., 2008). Todas as espécies citadas possuem origem africana, com exceção à última, que é originária do Velho Mundo (LORENZI, 2008).

Áreas úmidas, como as regiões litorâneas colonizadas por macrófitas aquáticas, são particularmente vulneráveis à invasão porque os distúrbios que

ocorrem ao longo de uma bacia liberam materiais que se acumulam nessas áreas, favorecendo a instalação de espécies invasoras (ZEDLER, 2004). Além disso, as atividades antrópicas ocorrem frequentemente associadas aos ambientes de água doce, o que aumenta as chances de introdução de espécies nessas áreas.

A ocorrência de macrófitas aquáticas em zonas litorâneas favorece a alta biodiversidade, pois elas aumentam a complexidade do habitat em diferentes escalas espaciais (VIEIRA et al. 2007; PELICICE, THOMAZ e AGOSTINHO, 2008; CHAMBERS et al., 2008). As macrófitas aquáticas possuem uma grande capacidade de adaptação às mudanças nas condições ambientais e, como consequência, apresentam uma grande amplitude ecológica. Em ecossistemas de águas rasas, estas plantas são consideradas um dos principais produtores primários (CAMARGO e ESTEVES, 1995; ESTEVES, 1998). Exemplos de sua importância na estrutura e função do ambiente aquático são o fornecimento de alimento e abrigo para peixes e invertebrados, participação na ciclagem de nutrientes e o auxílio na proteção e estabilização das margens (DUARTE, 1995; ESTEVES, 1998). Dessa forma, os ecossistemas aquáticos com extensos bancos de macrófitas aquáticas tendem a possuir comunidades mais diversificadas de zooplâncton (LANSAC-TÔHA et al., 2003), macro-invertebrados bentônicos (VAN DEN BERG et al. 1997), e peixes (PELICICE et al., 2005), o que pode mudar quando espécies de macrófitas aquáticas exóticas deslocam as nativas (URBAN, TITO e ZHU, 2006).

B. subquadripara é uma espécie nativa da África, pertencente à família Poaceae. Possui caules flutuantes e folhas emergentes, e tem se disseminado pelos ecossistemas brasileiros, principalmente em lagos naturais (POTT e POTT, 2003) e reservatórios (DOMINGOS et al., 2011; MARTINS et al., 2011; THOMAZ et al., 2009). *B. subquadripara* foi caracterizada como uma espécie com alto poder de invasibilidade, cuja dominância foi responsável pela redução de espécies e de grupos funcionais de macrófitas aquáticas e pela alteração da composição dessa comunidade (MICHELAN et al., 2010a). Entretanto, a presença de uma espécie dominante, independentemente se é exótica ou nativa, muitas vezes altera as interações interespecíficas em uma comunidade. A presença de tais espécies altera a estrutura do habitat, bem como o fluxo de energia e matéria, afetando a composição de espécies da comunidade (ERVIN E WETZEL 2002, ERIKSSON et al. 2006).

Nesse trabalho avaliamos o efeito da biomassa e da predominância de uma espécie exótica, *B. subquadripara*, e uma espécie nativa, *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth, sobre a estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas. Testamos a hipótese de que a predominância de uma espécie exótica invasora ou o aumento de sua biomassa alteram a estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas de forma mais drástica que a predominância ou o aumento de biomassa de uma espécie nativa. Esperamos que áreas com predominância de *B. subquadripara* estejam associadas a menor riqueza de espécies e grupos ecológicos de macrófitas aquáticas e menor índice de diversidade de Shannon que áreas com predominância de *E. azurea*, assim como esperamos que o aumento de biomassa de *B. subquadripara* possua relação negativa com esses índices, enquanto o mesmo não necessariamente seja encontrado com o aumento de biomassa de *E. azurea*. Esperamos também que a comunidade de macrófitas aquáticas de áreas com predominância de *B. subquadripara* possua composição florística diferente da comunidade de macrófitas aquáticas das áreas com predominância de *E. azurea* ou sem predominância de ambas as espécies.

2. Material e Métodos

2.1. Área de Estudo

O estudo foi realizado em trechos dos rios Branco, Preto, Acima e Aguapeú, pertencentes à bacia hidrográfica do rio Itanhaém, localizada no litoral sul do Estado de São Paulo (23°50', 24°15'S; 46°35', 47°00'W). A maioria das nascentes de seus rios encontra-se em planalto, e algumas se encontram em serra. Após curta extensão percorrida com alta energia, os rios atingem a Planície Costeira, formando meandros e apresentando baixa velocidade de corrente (CAMARGO et al., 1997). A umidade relativa do ar é superior a 80% durante todo ano devido à constante influência do oceano Atlântico e das massas de ar equatoriais e marítimas que atuam continuamente na região. A temperatura do ar apresenta máxima média em fevereiro (30,1°C) e mínima média em julho (15,2°C) (CAMARGO et al., 2002). O rio Branco possui águas de coloração barrenta, devido ao grande aporte de sedimentos

e argilas, enquanto o rio Preto é classificado como de águas pretas, cor que pode ser atribuída à presença dos ácidos húmicos na água. O rio Acima é um canal meândrico de aproximadamente 5,1 km de extensão, que se projeta do rio Branco e deságua à margem esquerda do rio Itanhaém, próximo à sua formação, na confluência do rio Branco com o rio Preto (CAMARGO e FLORENTINO, 2000). O rio Aguapeú é um rio de águas pretas, que percorre grande extensão de planície costeira, até desaguar no rio Branco. As áreas selecionadas para coleta de dados deste estudo pertencem ao trecho da bacia inserido na planície costeira, que possui características favoráveis à colonização por macrófitas aquáticas de diferentes espécies e grupos ecológicos (Figura 1)(Apêndice A).

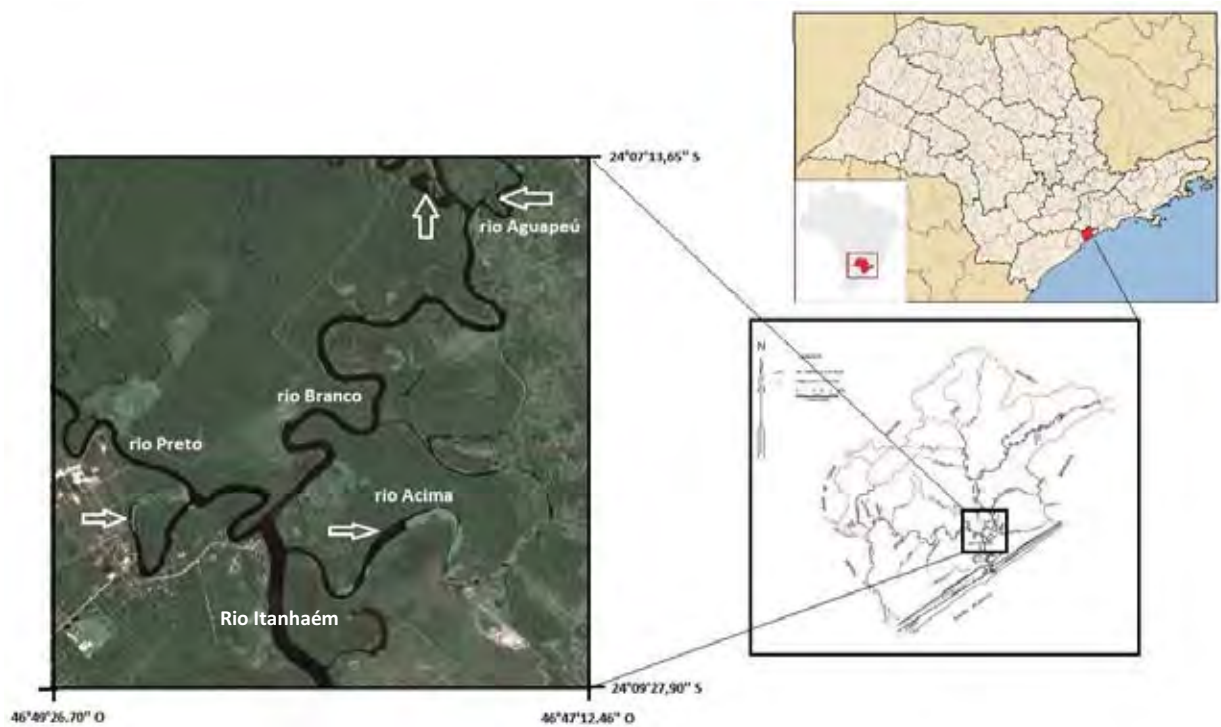


Figura 1. Mapa da área de estudo. Setas indicam os locais de coleta. Adaptado de Google Earth, Wikipedia e rioitanhaem.zip.net.

2.2 Amostragem

O procedimento amostral foi baseado na metodologia adotada por Michelin et al. (2010a). A amostragem foi realizada entre julho de 2010 e fevereiro de 2011. Foram buscados bancos de macrófitas aquáticas com predominância de *B. subquadripa* (BS), bancos com predominância de *E. azurea* (EA), ou bancos sem predominância de *B. subquadripa* e *E. azurea* (SP) (Apêndice B), nos quais foram coletadas um total de 90 amostras. Definimos como predominância a ocorrência de *B. subquadripa* ou *E. azurea* cobrindo mais de 50% da amostra, em análise visual, e tendo sua biomassa uma contribuição de, no mínimo, 50% na biomassa total da amostra, sendo esse valor confirmado em laboratório. *E. azurea* foi selecionada para ser comparada com *B. subquadripa* por se tratar de uma espécie nativa pertencente ao mesmo tipo ecológico de *B. subquadripa*. Ambas as espécies não são emergentes típicas, sendo enraizadas com caules flutuantes, folhas emergentes e raízes nos nós. *E. azurea* é uma das espécies de macrófitas aquáticas mais abundantes nos rios da bacia do rio Itanhaem. Na área de estudo, apenas *B. subquadripa* e *E. azurea* exploram o ambiente dessa forma. As parcelas consistiram de quadrados de 1 m² amostrados em bancos de macrófitas aquáticas localizados na zona litorânea dos rios Branco, Acima, Preto e Aguapeú. A partir dessas parcelas, foi verificada a presença/ausência das espécies de macrófitas aquáticas. Macrófitas que não puderam ser identificados em campo foram coletadas para posterior identificação (KISSMAN, 1997; POTT e POTT, 2003; LORENZI, 2008; AMARAL et al., 2008), e incorporadas ao Herbário Rioclarense sob os códigos HRCB 52671 a HRCB 52676. A presença de macrófitas aquáticas submersas foi verificada com a utilização de gancho. A biomassa de macrófitas aquáticas foi quantificada a partir de um quadrado de 0,25 m² posicionado no centro de cada parcela de 1m² (Apêndice C). Plantas foram coletadas manualmente, e um gancho foi utilizado para auxiliar a coleta de espécies submersas. Somente foram coletadas as estruturas localizadas acima da superfície das espécies emergentes e de *B. subquadripa* devido à dificuldade de amostragem das estruturas localizadas abaixo da superfície da água. O material vegetal foi pré-lavado com água do rio ainda em campo, lavado com água corrente em laboratório, seco em estufa a 60°C até atingir massa constante. A biomassa de algumas espécies em algumas amostras foi insuficiente para ser quantificada, atribuindo-lhes um valor de 0,01 g, valor limite

de detecção da balança utilizada. Algumas espécies não foram detectadas em campo, mas encontradas durante a separação do material coletado no quadrado menor, sendo consideradas para as análises posteriores. Em cada amostra, foram verificados o número de espécies por m², chamado neste estudo de riqueza de espécies (RE), o número de grupos funcionais por m², chamado aqui de riqueza funcional (RF) e o índice de diversidade de Shannon (H'). O tipo biológico das macrófitas aquáticas, ou grupo ecológico, foi utilizado para divisão dos grupos funcionais. As macrófitas foram separadas entre os seis tipos biológicos, sendo cinco os citados por Esteves (1988): emergentes (por exemplo, *E. azurea*, *B. subquadripara*, *Polygonum* sp.), flutuantes livres (por exemplo, *Salvinia* sp.), submersas enraizadas (por exemplo, *Egeria* sp.), submersas livres (por exemplo, *Utricularia* sp.) e enraizadas com folhas flutuantes (por exemplo, *Nymphaea rudgeana* C. F Mey). Na área amostrada, algumas espécies classificadas como emergentes (ESTEVES, 1988) somente ocorreram utilizando outras espécies de macrófitas aquáticas como substrato (por exemplo, *Commelina* sp), justificando nossa decisão de adicionar o grupo das epífitas, conforme categorizado por Pedralli (2003).

2.3. Análise dos dados

Uma Análise de Correspondência Destendenciada (ACD) (HILL e GAUCH, 1980) foi aplicada à matriz de dados de presença/ausência das espécies de macrófitas aquáticas, permitindo discriminar gradientes de distribuição espacial dos pontos amostrados e das espécies de macrófitas aquáticas. A ACD também nos permitiu visualizar diferenças entre as amostras com predominância de *B. subquadripara* (BS), predominância de *E. azurea* (EA) sem predominância de *B. subquadripara* e *E. azurea* (SP) e na composição da comunidade de macrófitas aquática. A ANOVA one-way foi aplicada separadamente aos valores do Eixo I e do Eixo II da ACD, tendo como variável independente os grupos BS, EA e PS, com teste a posteriori de Tukey, para verificar diferenças significativas dos valores dos eixos entre os grupos. A ACD com dados de biomassa também foi elaborado (Apêndice), mas os resultados foram semelhantes aos da ACD com dados de

presença/ausência de espécies, e optamos por apresentar apenas uma das análises.

A relação entre biomassa de *B. subquadripa* (tanner-grass, braquária) e biomassa de *E. azurea* (aguapé-de-cordão) foi ilustrada por meio de gráfico de dispersão.

Os valores de biomassa das macrófitas aquáticas, obtidos a partir dos quadrados de 0,25 m² e posteriormente transformados em gMS.m⁻², foram utilizados para estimar o índice de diversidade de Shannon (H'). Regressões lineares foram aplicadas para verificar a existência de relação entre as biomassas de *B. subquadripa* e *E. azurea* e a riqueza de espécies por m² (RE), riqueza funcional (RF) e o índice de diversidade de Shannon (H'). Regressões lineares também foram aplicadas para verificar a ocorrência de relação entre as biomassas de *B. subquadripa* e *E. azurea* e o número de espécies de cada grupo funcional. Devido ao baixo número de espécies submersas enraizadas e submersas livres encontradas em nossa amostragem, decidiu-se unir os grupos, formando o grupo "submersas" para esta análise, melhorando a qualidade da regressão linear neste caso. Não foi possível analisar a existência de relação entre biomassa de *B. subquadripa* e *E. azurea* e espécies com folhas flutuantes pelo baixo número de espécies e pela pequena ocorrência desses grupos entre as amostras. Inclinação negativa/positiva da reta foi interpretada como efeito negativo/positivo de *B. subquadripa* ou *E. azurea* sobre as variáveis.

3. Resultados

No total, encontramos 23 espécies de macrófitas aquáticas, distribuídas entre 20 gêneros e 16 famílias. O grupo ecológico das emergentes foi o mais representativo, com 9 espécies. Além das espécies emergentes, foram identificadas 7 espécies de macrófitas flutuantes livres, 3 de epífitas e 2 de submersas enraizadas. *Utricularia foliosa* L. foi a única representante das submersas livres e *Nymphaea rudgeana* C. F. Mey a única com folhas flutuantes (Tabela 1).

Macrófitas submersas enraizadas, epífitas e com folhas flutuantes não ocorreram nos quadrados BS. Nos quadrados EA ocorreram os seis tipos biológicos de macrófitas aquáticas, enquanto nos quadrados SP ocorreram cinco tipos biológicos. As amostras EA apresentaram o maior número de espécies associadas (19 espécies), enquanto 17 espécies ocorreram nas amostras SP, sendo 16 dessas espécies comuns entre os dois grupos de amostras. As áreas BS apresentaram 13 espécies associadas, valor consideravelmente menor se comparado às áreas EA e SP, compartilhando 12 espécies com SP. Dez espécies foram comuns entre os três grupos de amostras. Três espécies, *Nymphaea rudgeana* C. F. Mey, *Panicum repens* L. e *Commelina* sp., ocorreram exclusivamente nas amostras EA, enquanto SP e BS apresentaram, cada um, uma espécie exclusiva (respectivamente, *Enhydra sessilifolia* (Ruiz & Pav.) Cabrera e *Brachiaria mutica* (Forssk.) Stapf) (Tabela 1).

Tabela 1. Lista das macrófitas aquáticas encontradas, em ordem alfabética de família e gênero, classificadas conforme seu tipo ecológico, indicando presença/ausência em parcelas com predominância de *B. subquadripara* (BS), predominância de *E. azurea* (EA) e sem predominância dessas espécies (SP). O X indica presença da espécie em, no mínimo uma parcela BS, EA ou SP. FL=Flutuante livre; FF=com folha flutuante; SL=Submersa livre; SE=Submersa enraizada; EM=Emergente; EP=Epífita.

Família	Espécie	Tipo biol.	BS	EA	SP
Araceae	<i>Lemna minuta</i> Kunth	FL	X	X	X
	<i>Pistia stratiotes</i> L.	FL	X	X	X
Araliaceae	<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	EM	X	X	X
Asteraceae	<i>Enydra sessilifolia</i> (Ruiz & Pav.) Cabrera	EP			X
Azollaceae	<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	FL	X	X	X
Cabombaceae	<i>Cabomba furcata</i> Schult. & Schult.	SE		X	X
Cyperaceae	Cyperacea 1	EP		X	X
Commelinaceae	<i>Commelina</i> sp.	EP		X	
Haloragaceae	<i>Myriophyllum brasiliensis</i> Cambess.	EM		X	X
Hydrocharitaceae	<i>Egeria densa</i> Planch.	SE		X	X
	<i>Limnobium laevigatum</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine	FL	X	X	X
Lentibulariaceae	<i>Utricularia foliosa</i> L.	SL	X	X	X
Nymphaeaceae	<i>Nymphaea rudgeana</i> C. F. Mey	FF		X	
Poaceae	<i>Brachiaria mutica</i> (Forssk.) Stapf	EM	X		
	<i>Brachiaria subquadripara</i> (Trin.) Hitchc.	EM	-	X	-
	<i>Echinochloa polystachya</i> (Kunth) Hitchc.	EM	X		X
	<i>Panicum repens</i> L.	EM		X	
Polygonaceae	<i>Polygonum acuminatum</i> Kunth	EM	X	X	X
	<i>Polygonum ferrugineum</i> Wedd.	EM	X	X	X
Pontederiaceae	<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth	EM	X	-	-
	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	FL		X	X
Ricciaceae	<i>Ricciocarpus natans</i> (L.) Corda	FL	X	X	X
Salviniaceae	<i>Salvinia molesta</i> D. S. Mitchell	FL	X	X	X
N° total de espécies encontradas			13	19	17

A Análise de Correspondência Destendenciada (ACD) com a distribuição espacial dos pontos amostrados evidenciou que amostras BS ocorrem agrupadas entre si e separadas das amostras EA e SP, que ocorrem sobrepostas (Figura 2).

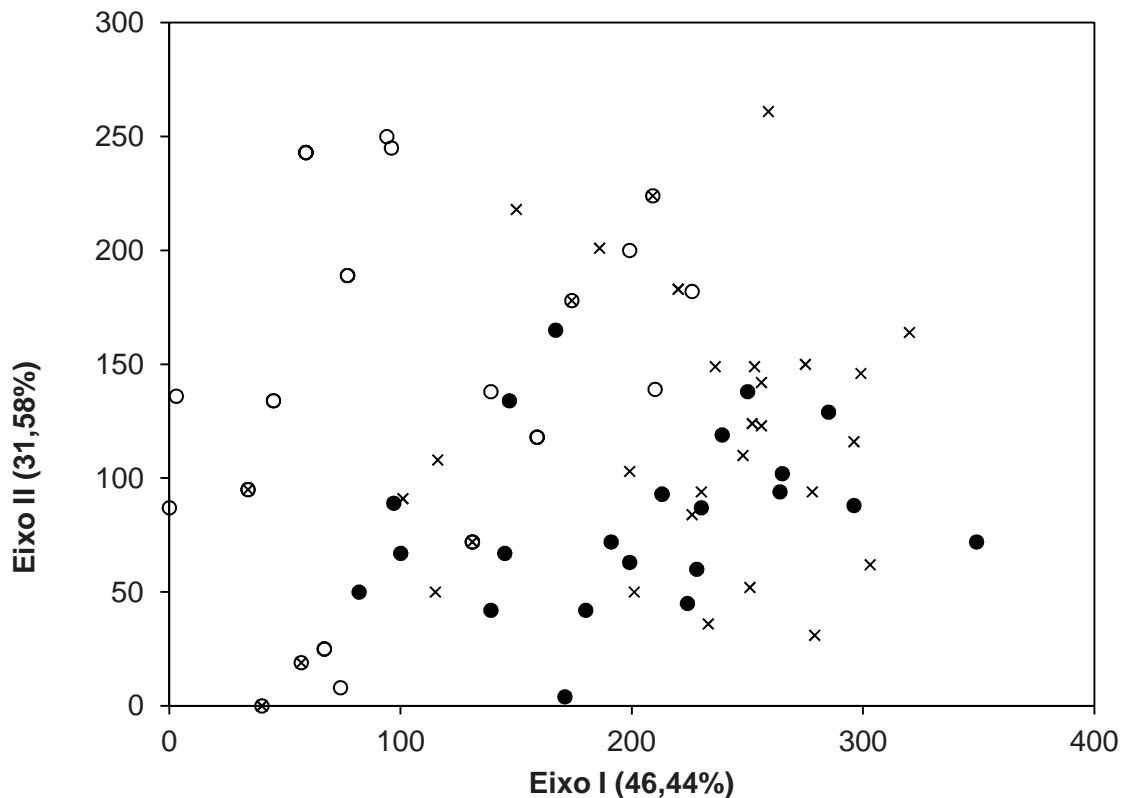


Figura 2. Análise de Correspondência Destendenciada (ACD) com a distribuição espacial dos pontos amostrados. Círculos preenchidos correspondem às amostras com predominância de *E. azurea*; círculos vazados correspondem às amostras com predominância de *B. subquadripara*; x indicam amostras sem predominância de *E. azurea* e *B. subquadripara*.

A ANOVA one-way confirmou a existência de diferenças significativas entre os grupos, relacionadas à distribuição das amostras no Eixo I ($F=23,39$; $p<0,001$) e Eixo 2 ($F=4,22$; $p=0,018$) da ADC. Quanto à distribuição de pontos no Eixo I, BS mostrou-se diferente de EA e SP (para ambas as relações, $p<0,001$) e EA e SP sem diferenças entre si ($p=0,99$). Quanto à distribuição de pontos no Eixo II, BS mostrou-se diferente de EA ($p=0,013$), e SP não apresentou diferenças significativas com BS e EA (respectivamente, $p=0,38$ e $p=0,20$) (Figura 2).

A Análise de Correspondência Destendenciada (ACD) com a distribuição espacial das espécies amostradas ilustra a contribuição positiva das *E. sessifolia*, *E. crassipes*, *E. densa*, *N. rudgeana*, *M. brasiliensis* e *C. furcata* para os valores do Eixo I. *E. polystachya* e *P. acuminatum* foram as espécies que contribuíram com os maiores escores ao eixo II, enquanto *P. repens*, *L. laevigatum*, *R. natans* e *P. ferrugineum* foram as espécies com contribuição negativamente em ambos os eixos

(Figura 3). Ao sobrepor informações das Figuras 2 e 3, tem-se que as espécies *B. mutica*, *E. polystachya* e *P. acuminatum*, emergentes, estão mais associadas à presença de *B. subquadripara*, enquanto há espécies em região intermediária, e várias espécies estão mais associadas à presença de *E. azurea*, como por exemplo *E. densa*, *C. furcata*, *E. crassipes* e *N. rudgeana*.

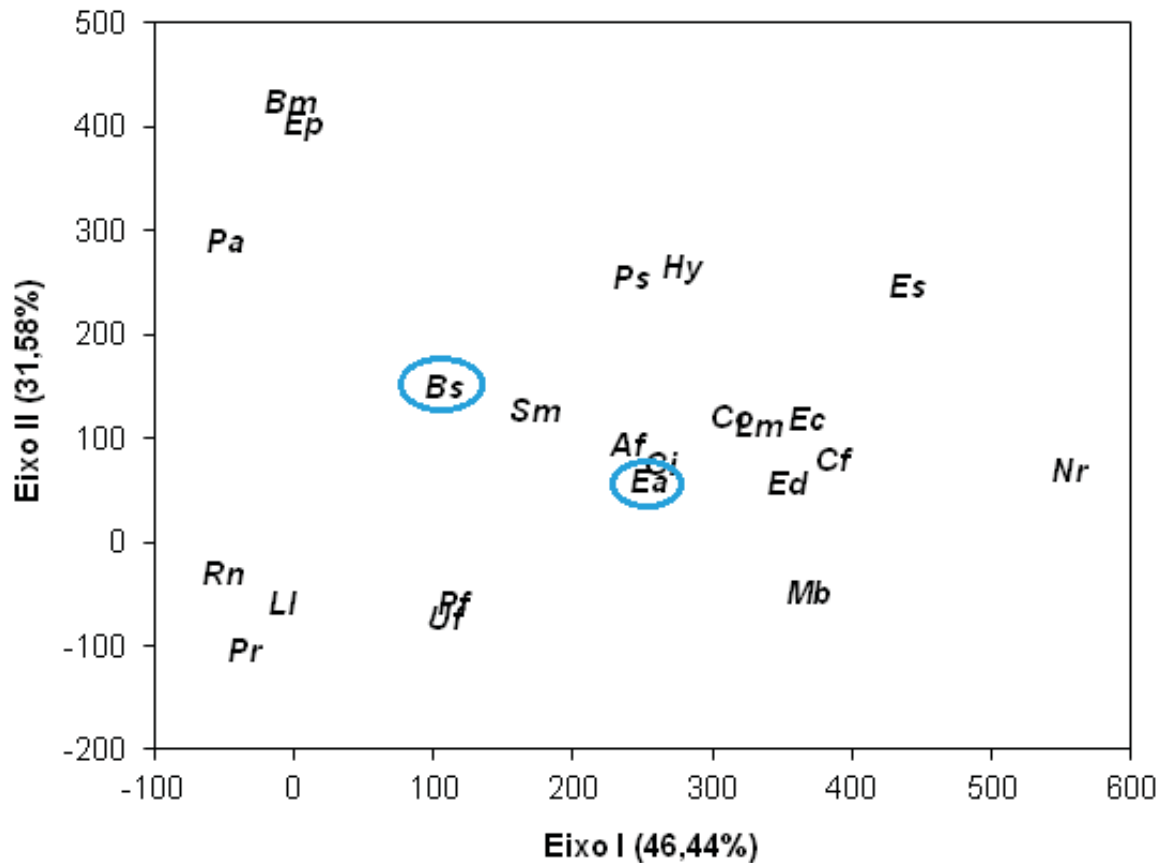
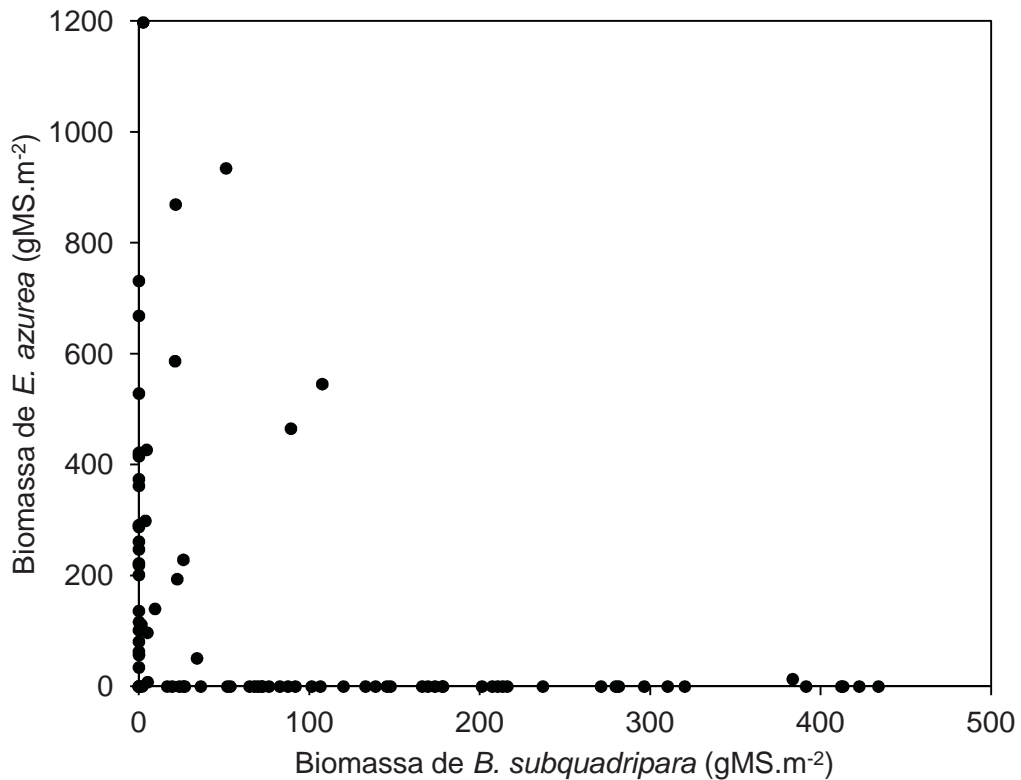


Figura 3. Análise de Correspondência Destendenciada (ACD) com a distribuição espacial das espécies de macrófitas aquáticas presentes nas amostras. **Af**= *Azolla filiculoides* Lam.; **Bs**= *Brachiaria subquadripara* (Trin.) Hitchc; **Cf**= *Cabomba furcata* Schult. & Schult.; **Ci**= Ciperaceae; **Co**= *Commelina* sp.; **Ep**= *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc.; **Ed**= *Egeria densa* Planch.; **Ea**= *Eichhornia azurea* Kunth; **Ec**= *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms; **Es**= *Erythra sessilifolia* (Ruiz & Pav.) Cabrera; **Hy**= *Hydrocotyle bonariensis* Lam.; **Lm**= *Lemna minuta* Kunth; **Ll**= *Limnobium laevigatum* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine; **Mb**= *Myriophyllum brasiliensis* Cambess.; **Nr**= *Nymphaea rudgeana* C. F. Mey; **Pr**= *Panicum repens* L.; **Ps**= *Pistia stratiotes* L.; **Pa**= *Polygonum acuminatum* Kunth; **Pf**= *Polygonum ferrugineum* Wedd.; **Rn**= *Ricciocarpus natans* (L.) Corda; **Sm**= *Salvinia molesta* D. S.Mitchell; **Uf**= *Utricularia foliosa* L.

A biomassa de *B. subquadripa* alcançou 433,9 gMS.m⁻², enquanto a biomassa de *E. azurea* chegou 1197,7 gMS.m⁻². *B. subquadripa* e *E. azurea* ocorreram simultaneamente em apenas 18% das amostras, sendo a presença de *E. azurea* associada à ausência ou a baixos valores de biomassa (até 100gMS.m⁻²) de *B. subquadripa* (Figura 4).



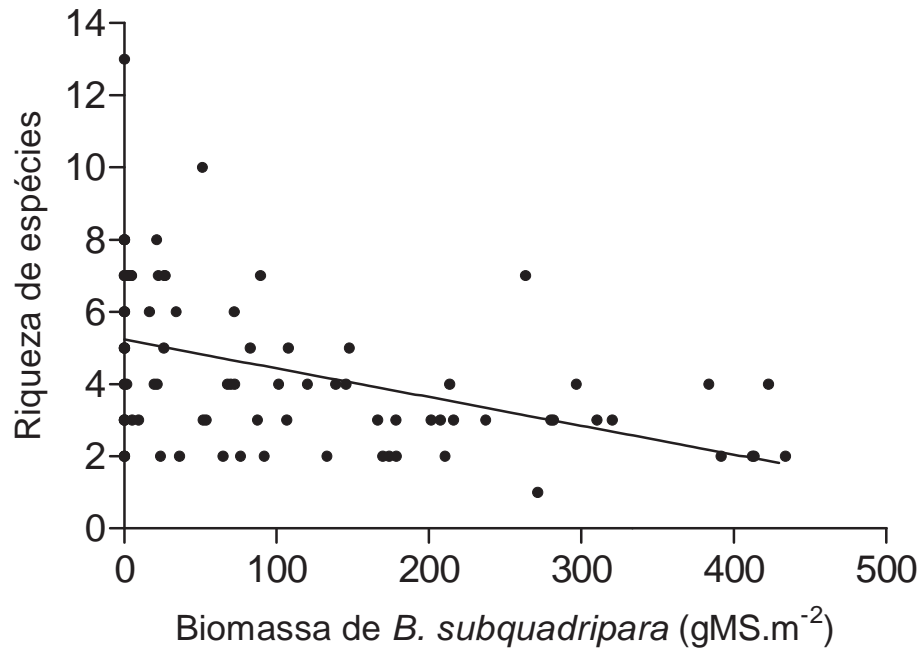


Figura 5. Relação entre biomassa de *B. subquadripa* e riqueza de espécies.

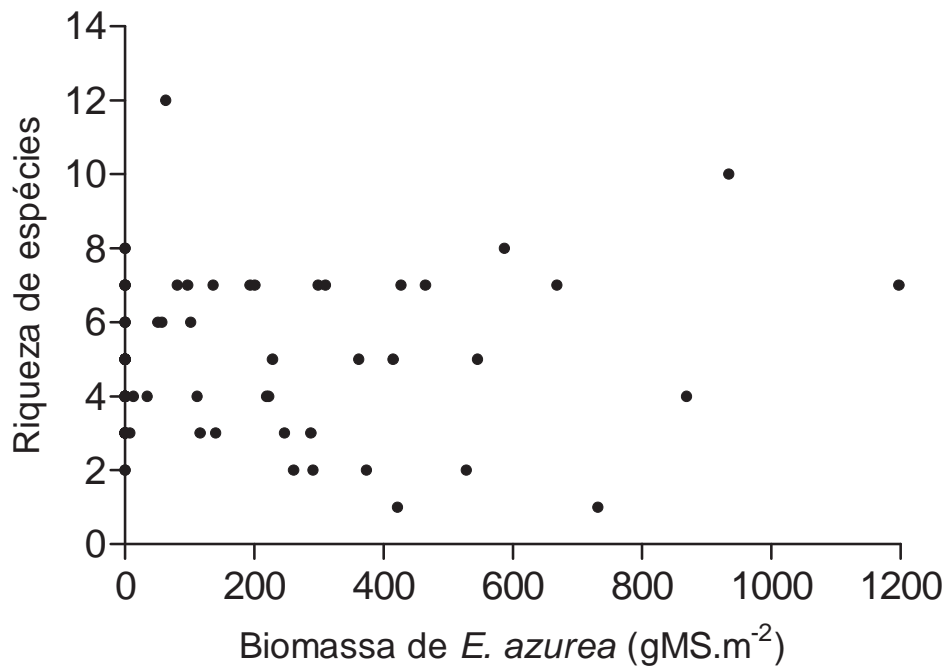


Figura 6. Relação entre biomassa de *E. azurea* e riqueza de espécies.

O aumento de biomassa de *B. subquadripa* afetou negativamente a riqueza funcional (regressão linear; $r = -0,49$; $p < 0,0001$) (Figura 7), enquanto o aumento de biomassa de *E. azurea* mostrou relação positiva com a riqueza funcional (regressão linear; $r = 0,32$; $p = 0,0024$) (Figura 8).

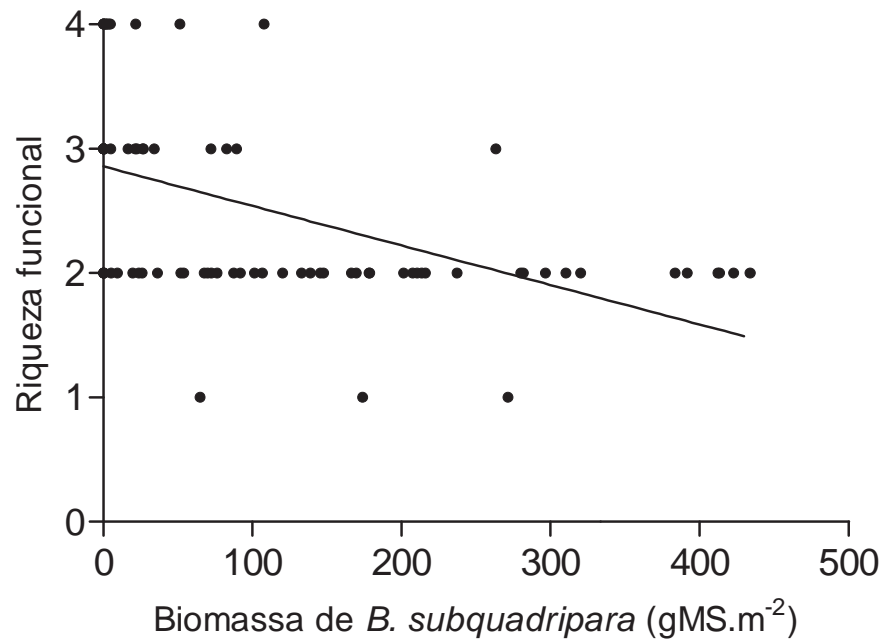


Figura 7. Relação entre biomassa de *B. subquadripa* e riqueza funcional.

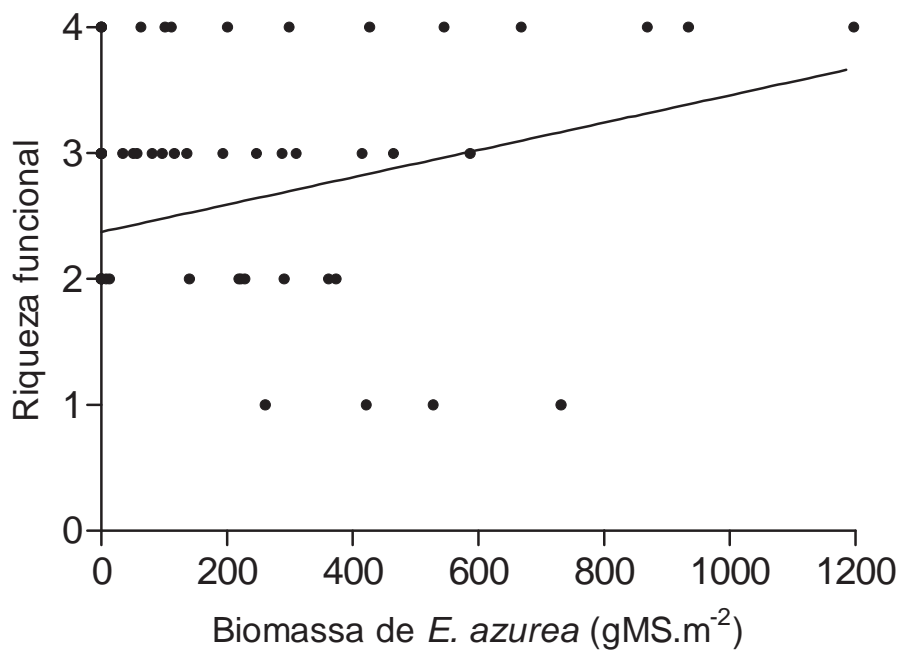


Figura 8. Relação entre biomassa de *E. azurea* e riqueza funcional.

O aumento de biomassa de *B. subquadripa* afetou negativamente o índice de diversidade de Shannon (regressão linear; $r = -0,34$; $p < 0,0001$) (Figura 9), enquanto o aumento de biomassa de *E. azurea* não mostrou relação com o índice de diversidade de Shannon (regressão linear; $r = 0,09$; $p = 0,37$) (Figura 10).

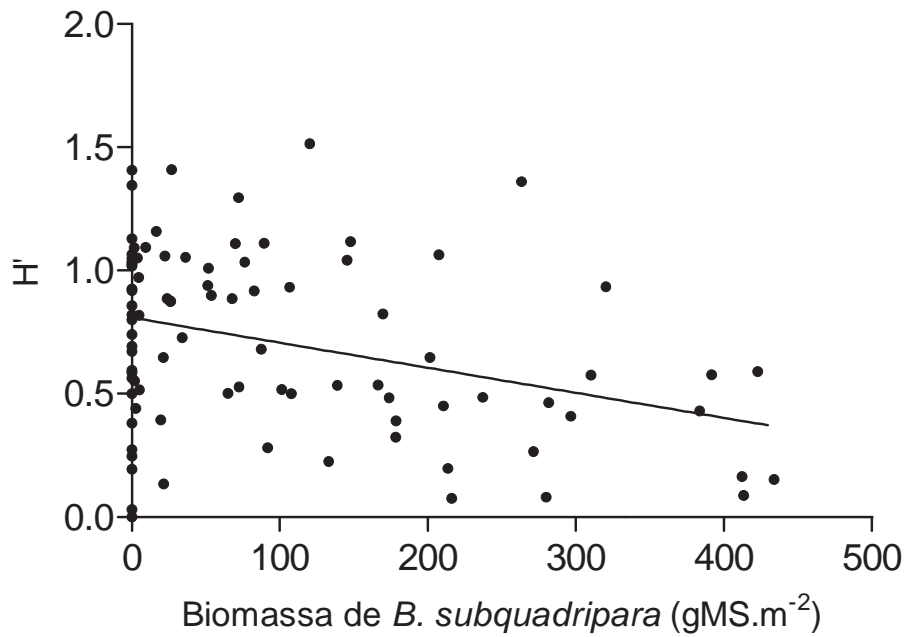


Figura 9. Relação entre biomassa de *B. subquadripa* e riqueza funcional.

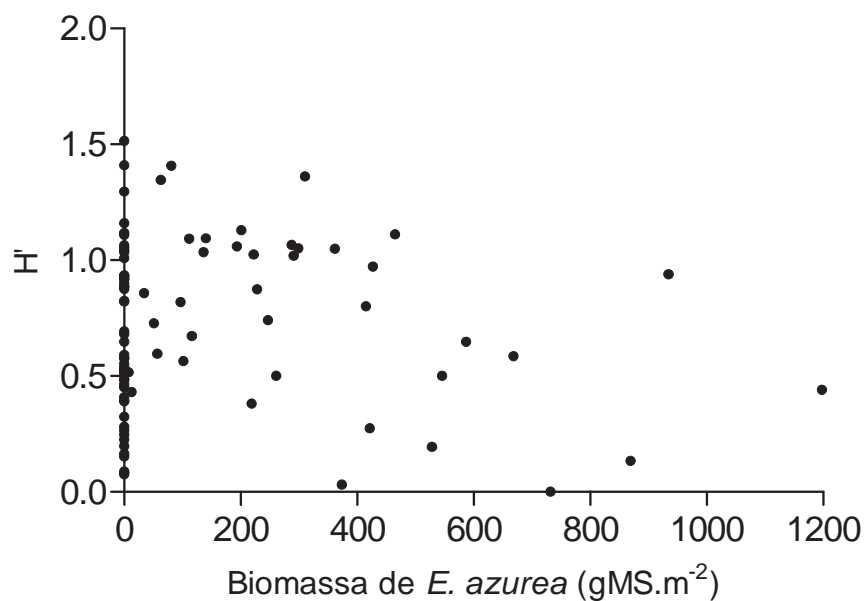


Figura 10. Relação entre biomassa de *E. azurea* e riqueza funcional.

B. subquadripa afetou negativamente o número de espécies emergentes, flutuantes livres, submersas enraizadas e epífitas, enquanto *E. azurea* afetou negativamente o número de espécies de espécies emergentes e positivamente o número de espécies submersas e epífitas (Tabela 2).

Tabela 2. Coeficientes de correlação r de Pearson obtidos da relação entre biomassa de *B.subquadripa* e *E. azurea* e número de espécies de macrófitas emergentes, flutuantes livres, submersas e epífitas. Os valores em negrito representam valores de r relacionados a valores de p significativos (*= $p < 0,05$; **= $p < 0,01$; ***= $p < 0,001$). Valores de p obtidos a partir de regressão linear.

Grupo Funcional	<i>B. subquadripa</i>	<i>E. azurea</i>
Emergentes	-0,21*	-0,36***
Flutuantes livres	-0,25*	0,18
Submersas	-0,47***	0,28**
Epífitas	-0,28**	0,37***

4. Discussão

Nossos resultados demonstram que áreas com predomínio de *B. subquadripa* possuem número total de espécies e de grupos funcionais menores que os números encontrados nas áreas com predomínio de *E. azurea*, ou sem predominância dessas espécies. Além disso, a composição de espécies das áreas EA e SP são semelhantes, indicando que o predomínio de *E. azurea* não interfere na composição da comunidade de macrófitas aquáticas, diferentemente do que ocorre em áreas com predomínio de *B. subquadripa*. A predominância de *E. azurea* pode inclusive ser benéfica, adicionando espécies à comunidade de macrófitas, argumento corroborado pelo número de espécies exclusivas de áreas com predomínio desta Pontederiaceae. Há outros registros de declínio do número de espécies nativas relacionado ao aumento da cobertura por espécies exóticas (GOODEN et al., 2009; TURNER et al.; 2008; ALMEIDA-NETO et al, 2010), assim como redução da diversidade e equitabilidade (HEJDA, 2009). Esses resultados sugerem que realmente existe um empobrecimento generalizado das comunidades onde há predominância de espécies exóticas, seja em comunidades terrestres ou aquáticas. Nos casos em que não houve essa tendência, áreas invadidas por espécies exóticas não foram ocupadas de forma homogênea, fornecendo a oportunidade de sobrevivência às espécies da área invadida nas manchas não ocupadas (HEJDA E PYSEK, 2006). É possível que *B. subquadripa* possua vigoroso crescimento, característica comum a espécies exóticas, e responsável pelo forte impacto causado no ambiente invadido (BRABEC e PYSEK, 2000), favorecendo o crescimento homogêneo nas áreas invadidas pela espécie e impedindo a ocupação por espécies nativas. Entretanto, também há registro de áreas dominadas por espécies exóticas dominantes sem tendência de perda de riqueza de espécies (HEJDA E PYSEK, 2006), assim como espécies exóticas com potencial competitivo semelhante ao de espécies nativas (HEJDA E PYSEK, 2006), ocorrendo consequências semelhantes à comunidade nativa na presença de espécies nativas ou exóticas dominantes, característica que não ocorreu em nosso estudo, sendo observados efeitos muito diferentes sobre a estrutura da comunidade

de macrófitas aquáticas. Os resultados das ACD evidenciam esses efeitos, onde observamos que os pontos com predominância de *B. subquadrifera* possuem composição diferente dos pontos com predominância de *E. azurea*, que não diferem de forma significativa dos pontos onde ambas as espécies não são predominantes, assim como a ocorrência de um maior número de espécies associado à presença de *E. azurea*.

Nossos resultados confirmam que o aumento de biomassa de *B. subquadrifera* possui efeito negativo sobre a riqueza de espécies, riqueza funcional, índice de diversidade de Shannon e número de espécies pertencentes aos grupos ecológicos das emergentes, flutuantes livres, submersas enraizadas e epífitas. Esse efeito não é observado com o aumento da biomassa de *E. azurea*, que, inversamente a esses resultados, possui efeito positivo sobre o número de grupos funcionais na comunidade de macrófitas aquáticas e também sobre o número de espécies epífitas, sugerindo que o efeito negativo de *B. subquadrifera* sobre a comunidade de macrófitas aquáticas é mais acentuado.

A decomposição mais lenta da biomassa *B. subquadrifera* pode ser uma das causas que leva a comunidade de macrófitas aquáticas a sofrer impactos negativos na presença dessa espécie, juntamente com o crescimento vigoroso da espécie, reduzindo o espaço e a disponibilidade de luz a outras espécies (Apêndice D). Negrisoli et al. (2006) identificaram menores taxas de decomposição de *B. subquadrifera* em comparação a *P. stratiotes* e *E. crassipes*. Em contraste com as outras duas espécies, os caules e as raízes de *B. subquadrifera* apresentaram baixa taxa de fragmentação mesmo após 80 dias expostos ao ambiente. Essa característica favorece a permanência da matéria morta no banco, formando densas massas abaixo da superfície da água e servindo de apoio à flutuação dos novos ramos. Essa associação forma densos bancos que possivelmente dificultam a associação com outras espécies, que geralmente são encontradas apenas nas bordas desses bancos, sobretudo as flutuantes livres. Essa também é provavelmente a causa da relação negativa com espécies submersas enraizadas, pois densos bancos flutuantes dificultam a penetração de luz na superfície e coluna de água, ocorrendo nesse caso competição por interferência (BEGON, TOWNSEND e HARPER, 2007). Há ainda a possibilidade dessa espécie ser alelopática, como tem sido sugerido a outras macrófitas aquáticas (YAKIMOWSKI, HAGER e

ECKERT, 2005; ALI e SOLTAN, 2006) e a poáceas exóticas (BARBOSA et al., 2008).

Observações a respeito da co-ocorrência de macrófitas, realizadas na planície de inundação do alto rio Paraná, evidenciaram que a ocorrência das espécies *P. stratiotes*, *Azolla* sp. e *R. natans* é maior em bancos de *E. azurea* (BOSCHILIA et al., 2008). A estrutura física da *E. azurea* facilitaria a colonização por várias outras espécies de macrófitas, resultando num aumento rápido no número de espécies (SOUZA et al., 2011). Esse mecanismo, chamado de facilitação, é um importante processo de organização da comunidade (Bruno et al., 2003), e permite que espécies sejam favorecidas com o acesso a uma maior porção de recursos do ambiente (BOSCHILIA et al., 2008). Não encontramos relação positiva entre o aumento de biomassa de *E. azurea* e o número de espécies de macrófitas flutuantes livres. No entanto, em nossas coletas, *E. azurea* sempre esteve associada a, no mínimo, uma espécie de macrófita flutuante livre, independentemente de seus valores de biomassa. Esses resultados sugerem a ocorrência de facilitação mecânica proporcionada pela presença dessa espécie às espécies flutuantes livres, conforme proposto por Boschilia et al (2008). Bancos de *E. azurea* também possibilitam a estabilização do sedimento, podendo se tornar um facilitador para o grupo das enraizadas (CAMARGO et al., 2003), pois, mesmo quando abundante, há espaços entre caule e folhas que podem permitir o estabelecimento de outras espécies.

Michelan et al. (2010a) chegaram a um modelo logístico de aumento da probabilidade de ocorrência de espécies flutuantes e epífitas e diminuição da probabilidade de ocorrência de submersas enraizadas e emergentes com o aumento de biomassa de *B. subquadripara* em lagos e reservatórios. Nossos resultados estão parcialmente de acordo com esse modelo, tendo em vista a relação negativa entre a biomassa de *B. subquadripara* e o número de espécies emergentes e submersas enraizadas. Ao reduzir a probabilidade de ocorrência de um grupo ecológico, as oportunidades para o estabelecimento de espécies que explorem esse nicho são reduzidas. Entretanto, temos resultados conflitantes, pois em nosso estudo os grupos ecológicos das flutuantes livres e das epífitas também sofreram efeito negativo com o aumento da biomassa de *B. subquadripara*, sugerindo a ocorrência de fatores ligados à presença de *B. subquadripara* que afetam de forma mais acentuada a ocorrência desses grupos nos ecossistemas lóticos, como por exemplo,

a arquitetura do banco dessa espécie. Não podemos descartar que o efeito mais acentuado de *B. subquadripa* sobre epífitas e flutuante livres também seja provocado por uma maior biomassa dessa espécie nas amostras, tendo em vista que apenas foi coletada a biomassa aérea da espécie.

A relação negativa entre a biomassa de *E. azurea* e *B. subquadripa* e o número de espécies emergentes podem ser explicadas porque ambas as espécies pertencem a esse grupo ecológico, havendo possibilidade de competição pelos mesmos recursos (GOPAL e GOEL, 1993). Michelan et al. (2010a) sugeriram possibilidade de ocorrência de competição pela forte relação negativa entre a biomassa de *B. subquadripa* e ocorrência de emergentes. Possivelmente é o que ocorre entre *B. subquadripa* e *E. azurea*. Ambas são enraizadas com caules flutuantes e folhas emergentes, ocupando o ambiente de forma semelhante. Entretanto, a presença de *B. subquadripa* foi verificada em locais com altos valores de biomassa de *E. azurea*, enquanto o inverso não foi observado, com a presença de *E. azurea* não sendo encontrada em áreas com valores de biomassa de *B. subquadripa* maiores que 100gMS.m^{-2} , sugerindo maior sucesso competitivo por parte da espécie exótica, característica já citada em outros trabalhos sobre espécies exóticas (D'ANTONIO E VITOUSEK, 1992; MONY et al., 2007). Entre as características que podem favorecer a competição para as espécies invasoras estão a exploração mais eficiente dos recursos (BARUCH E GOMEZ, 1996), maior tolerância à desfoliação (SIMÕES E BARUCH 1991), capacidade de resistir melhor à seca sazonal (BARUCH E FERNANDEZ 1993), taxas de germinação mais elevadas (KLINK, 1996), maior rapidez na recolonização de áreas queimadas e perturbadas (D'ANTONIO E VITOUSEK 1992), maior condutância estomática, maior ajustamento osmótico e maior sobrevivência à herbivoria (BARUCH et al., 1985). Entretanto, não podemos descartar que a relação negativa entre biomassa de *B. subquadripa* e *E. azurea*, assim como a relação dessas espécies com o número de espécies emergentes, seja causado pela preferência por habitats diferentes.

Em pequena escala espacial, utilizando-se de parcelas pequenas (1m^2) dentro de bancos de macrófitas aquáticas, a competição e/ou as restrições de habitat podem ser importantes para a ocorrência de relações negativas de co-ocorrência entre *B. subquadripa* e outras espécies, enquanto que a heterogeneidade de habitats e a presença de habitats adequados a espécies nativas e invasoras parecem ser importantes para relações positivas de co-ocorrências em

escalas espaciais maiores (THOMAZ E MICHELAN, 2011). Este estudo foi elaborado a partir de verificações em pequena escala (1m²), não sendo possível avaliar o efeito de *B. subquadripa* em escalas maiores. Em pequena escala, *E. azurea* tem se fortalecido como uma espécie que fornece um alto nível de heterogeneidade estrutural, aumentando a possibilidade de colonização por outras espécies de macrófitas aquáticas, e colaborando com a formação de grande diversidade de abrigos debaixo d'água para macroinvertebrados (HIGUTI et al., 2007) e peixes (AGOSTINHO et al., 2007), enquanto *B. subquadripa* está se consolidando como exemplo de espécie que promove a simplificação de habitats, sendo preocupante sua disseminação pelos corpos de água.

5. Conclusões

Nossos resultados sugerem que, em pequena escala, o aumento da biomassa de *B. subquadripa*, espécie exótica invasora, assim como sua predominância, alteram a estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas de forma mais drástica que o aumento da biomassa e predominância de *E. azurea*, espécie nativa, reduzindo o número de espécies e tipos biológicos de macrófitas nas zonas litorâneas de rios, corroborando, portanto, nossa hipótese inicial.

Concluimos também que nossos resultados relacionados ao efeito negativo de *B. subquadripa* sobre a RE, RF, H' e n° de espécies de macrófitas emergentes e submersas enraizadas corroboram resultados obtidos em estudos anteriores realizados em lagos e reservatórios. Entretanto, em nosso trabalho, o aumento da biomassa de *B. subquadripa* também reduziu o número de espécies flutuantes livres e epífitas, sugerindo que sua presença em ambientes lóticos pode ser mais restritiva à comunidade de macrófitas aquáticas que sua presença em lagos naturais e reservatórios.

6. Referências

- AGOSTINHO, A.A., THOMAZ, S.M., GOMES, L.C. & BALTAZAR, S.L.S.M.A. 2007. Influence of the macrophyte *Eichornia azurea* on fish assemblage of the upper Paraná River floodplain (Brazil). **Aquat. Ecol.** 41:619-641.
- ALI M.M. & SOLTAN M.A. (2006) Expansion of *Myriophyllum spicatum* (Eurasian water milfoil) into Lake Nasser, Egypt: invasive capacity and habitat stability. **Aquatic Botany**, 84, 239–244.
- ALMEIDA, M. C. E. et al. 2008. **Guia de Campo para Plantas Aquáticas e Palustres do Estado de São Paulo**. Ribeirão Preto, SP: Holos, 452 p.
- ALMEIDA-NETO, M. et al. 2010. Invasive grasses and native Asteraceae in the Brazilian Cerrado. **Plant Ecol** 209:109–122.
- BRABEC, J., PYSEK, P. 2000. Establishment and survival of three invasive taxa of the genus *Reynoutria* (Polygonaceae) in mesic mown meadows: a field experimental study. **Folia Geobotanica**, 35, 27–42.
- BARBOSA, E. G.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T. 2008. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian Cerrados. **Braz. arch. biol. technol.** Vol. 51, n. 4 : p.825-831.
- BARUCH, Z; LUDLOW, MM; DAVIS, R. 1985. Photosynthetic responses of native and introduced C4 grasses from Venezuelan savannas. **Oecologia** (Berlin) 67:388-393.
- BARUCH, Z.; FERNANDEZ, D.S. 1993. Water relations of native and introduced C4 grasses in a neotropical savanna. **Oecologia** 96: 179-185.

BARUCH, Z.; GOMEZ, J.A. 1996. Dynamics of energy and nutrient concentration and construction cost in a native and two alien C4 grasses from two neotropical savannas. **Plant and Soil** 181: 175-184

SIMÕES, M.; BARUCH, Z. 1991. Responses to simulated herbivory and water stress in two tropical C4 grasses. **Oecologica** 88: 173-180.

BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4ª Edição. Porto Alegre: Artmed Editora S/A, 2007, 740 p.

BOSCHILIA, S. M.; OLIVEIRA, E. F.; THOMAZ, S. M. Do aquatic macrophytes co-occur randomly? An analysis of null models in a tropical floodplain. **Oecologia**, v. 156, n. 1, p. 203-214, 2008.

BRUNO JF, STACHOWICZ JJ, BERTNESS MD 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. **Tree** 18:119–125

CALLAWAY, R. M.; MARON, J.L. 2006. What have exotic plant invasions taught us over the past 20 years? **Trends in Ecology and Evolution**, 21:369–374.

CAMARGO, A.F.M.; ESTEVES, F.A. 1995. Biomass and productivity of aquatic macrophytes in Brazilian lacustrine ecosystems. In: Tundisi, J.G.; Bicudo, C.E.M.; Matsumura-Tundisi, T., **Limnology in Brazil**. São Paulo: ABC/SBL, p. 137-149. 1995.

CAMARGO, A.F.M.et al. 1997. The influence of the geology on the limnological characteristics of some lotic ecosystems of the Itanhaém River Basin, SP, Brazil. Stuttgart, **Verh. Intertat. Verein. Limnol.**, V. 26. P.860-864.

CAMARGO, A. F. M. and FLORENTINO, E. R. 2000. Population dynamics and net primary production of the aquatic macrophyte *Nymphaea rudgeana* C. F. Mey in a lotic environment of the Itanhaém River basin (SP, Brazil). **Rev. Brasil. Biol.**, 60(1): 83-92.

CAMARGO A.F.M., PEREIRA, L.A. & PEREIRA, A.M.M. Ecologia da bacia hidrográfica do rio Itanhaém. In: SCHIAVETTI, A. & CAMARGO A.F.M. (Ed). **Conceitos de Bacias Hidrográficas**. Ilhéus, Bahia: Editus., 2002. 293 p.

CAMARGO, A.F.M.; PEZZATO, M.M.; HENRY-SILVA, G.G. 2003. Fatores Limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: Sidiney Magela Thomaz; Luis Mauricio Bini. (Org.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. 1 ed. Maringá/Paraná: Eduem-Editora da Universidade Estadual de Maringá, p. 59-84.

CHAMBERS, P. A. et al. 2008. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. **Hydrobiologia**, 595:9–26.

D'ANTONIO, C.; VITOUSEK, P.M. 1992. Biological Invasions By Exotic Grasses, The Grass/Fire Cycle, And Global Change. **Annu. Rev. Ecol. Syst.** 23:63-87

D'ANTONIO, C. M.; MEYERSON, L. A. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. **Restoration Ecology**, v.10, n.4, p.703-713.

DENSLOW, J.S.; HUGHES, R.F. 2004. Exotic plants as ecosystem dominants. **Weed Technol**, 18:1283–1287.

DOMINGOS, V.D. et al. 2011. Alocação de biomassa de *Brachiaria subquadripara* sob diferentes concentrações de N, P e K. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 29, n. 1, p. 25-36,

DUARTE, C.M. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different regimes. **Ophelia**, 41: 87-112.

ELLISON, A.M. et al. 2005. Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. **Front Ecol Environ**, 3:479–486.

ERIKSSON, B. K., A. RUBACH, AND H. HILLEBRAND. 2006. Biotic habitat complexity controls species diversity and nutrient effects on net biomass production. **Ecology** 87:246–254.

ERVIN, G. N., AND R. G. WETZEL. 2002. Influence of a dominant macrophyte, *Juncus effusus*, on wetland plant species richness, diversity, and community composition. **Oecologia** 130:626–636.

ESTEVEES, F.A. 1988. **Fundamentos de Limnologia**. Ed. Interciência/FINEP. Rio de Janeiro, RJ. 574p.

ESTEVEES, F.A. 1998. **Fundamentos de Limnologia**. Ed. Interciência/FINEP. Rio de Janeiro, RJ. 602p.

GOODEN, B., FRENCH, V. & TURNER, P.J. 2009. Invasion and management of wood plant, *Lantana camara* L., alters vegetation diversity within wet sclerophyll forest in southeastern Australia. **Forest Ecology and Management** 257:960-967.

GOPAL B, GOEL U 1993. Competition and allelopathy in aquatic plant communities. **Bot Rev** 3:155–210.

HANSEN, M.J.; CLEVINGER, A.P. 2005. The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. **Biol Conserv**, 125:249–259.

HEJDA, M., PYSEK, P. 2006. What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation? **Biological Conservation**, 132 , 143-152

HEJDA, M. et al. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. **Journal of Ecology**, 97, 393–403.

HIGUTI, J., VELHO, LFM., LANSAC-TÔHA, FA. And MARTENS, K., 2007. Pleuston communities are buffered from regional flood pulses: the example of ostracods in the Paraná River floodplain, Brazil. **Freshwater Biology**, vol. 52, no. 10, p. 1930-1943.

HILL M.O. & GAUCH H.G. (1980) Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. **Vegetatio**, 42, 47–58.

KLINK, C.A. 1996. Germination and seedling establishment of two native and one invading African grass species in the Brazilian cerrado. **Journal of Tropical Ecology** 12 (1), pp. 139-147

KISSMAN, K.G. 1997. **Plantas infestantes e Nocivas**, 2ª edn. Editora BASF - Tomo I, São Paulo.

LANSAC-TOHA, F. M.; VELHO, L.F.M.; BONECKER, C.C. 2003. Influência de macrófitas aquáticas sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica. In Thomaz, S. M. & Bini, L.M. (eds). **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Eduem, Maringá: 231–242.

LONGHI-WAGNER, H.M.; BOLDRINI, I.I.; BOECHAT, S. C. 2005. **Morfologia e taxonomia de gramíneas sulriograndenses**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 96p.

LORENZI, H. 2008. **Plantas daninhas do Brasil**: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas, 4ª ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum. 640p.

MACK, R.N. et al. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecol Appl**, 10:689–710.

MARTINS, D. et al. 2008. Characterization of the Aquatic Plant Communities of 18 Reservoirs of Five Watersheds in Sao Paulo, Brazil. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 26, n. 1, p. 17-32.

MARTINS, C. R.; HAY, J. D. V.; CARMONA, R. 2009. Potencial invasor de dois cultivares de *Melinis minutiflora* no Cerrado Brasileiro – Características de sementes e estabelecimento de plântulas. **R. Árvore**, v.33, n.4, p.713-722.

MARTINS, D., et al. 2011. Aquatic plant survey in Salto grande reservoir in Americana-SP, Brazil [Levantamento de plantas aquáticas no reservatório de salto grande, Americana-SP] **Planta Daninha** 29 (1) , pp. 231-236

MATOS, D. M. S.; PIVELLO, V. R. 2009. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. **Cienc. Cult.** [online], v. 61, n. 1, pp. 27-30.

MICHELAN, T.S. et al. 2010a. Effects of an exotic invasive macrophyte (tropical signalgrass) on native plant community composition, species richness and functional diversity. **Freshwater Biology**, Vol. 55, 6, p. 1315 – 1326.

MICHELAN, T. S. et al. 2010b. Regeneration and Colonization of an Invasive macrophyte Grass in Response to Desiccation. [Natureza e Conservacao](#) 8 (2), pp. 133-139.

MIDDLETON, B. 2002. Nonequilibrium dynamics of sedge meadows grazed by cattle in southern Wisconsin. **Plant Ecol**, 161:89–110.

MITIDIERI, J. 1983. **Manual de gramíneas e leguminosas para pastos tropicais**. São Paulo: Nobel. 198p.

MONY C., KOSCHNICK T.J., HALLER W.T. & MULLER S. 2007. Competition between two invasive Hydrocharitaceae (*Hydrilla verticillata* (L.f.) (Royle) and *Egeria densa* (Planch)) as influenced by sediment fertility and season. **Aquatic Botany**, 86, 236–242.

NEGRISOLI, E et al, 2006. Study on the Degradation of Three Aquatic Weeds at the Americana-SP Reservoir in Brazil. **Planta Daninha**. v. 24, n. 2, p. 221-227.

PEDRALLI, G. 2003. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade de água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Eds.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, p. 171-188.

PELICICE, F. M., AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M. 2005. Fish assemblages associated with *Egeria* in a tropical reservoir: Investigating the effects of plant biomass and diel period. **Acta Oecologica** 27: 9–16.

PELICICE, F.M.; THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A., 2008. Simple relationships to predict attributes of fish assemblages in patches of submerged macrophytes. **Neotropical Ichthyology**, 6, 543–550.

PIVELLO, V. R. et al. 1999. Abundance and distribution of native and alien grasses in a "cerrado"(Brazilian savanna) biological reserve. **Biotropica**, 31 (1), 71-82.

PIVELLO, V. R.; SHIDA, C. N.; MEIRELLES, S. T. 1999. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, 8: 1281–1294.

POTT V.J.; POTT, A. 2003. Dinâmica da vegetação aquática do Pantanal. In: **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas** (Eds S.M. Thomaz & M.L. Bini), pp. 145–162. Eduem, Maringá.

SHELEY, R.L.; PETROFF, J.K. 1999. **Biology and management of noxious rangeland weeds**. Oregon State University Press, Corvallis.

THOMAZ SM, PAGIORO TA, BINI LM, ROBERT MC 2005. Ocorrência e distribuição especial de macrófitas aquáticas em reservatórios. In: Rodrigues L, THOMAZ SM, AGOSTINHO AA, GOMES LC (eds) **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. RiMa, São Carlos, pp 281–292.

THOMAZ, S.M. et al. 2009. Temporal trends and effects of diversity on occurrence of exotic macrophytes in a large reservoir. **Acta Oecologica**, 35, 614–620.

THOMAZ, S. M.; MICHELAN, T. S. 2011. Associations between a highly invasive species and native macrophytes. **Biol Invasions** 13:1881–1891.

TURNER, P.J., SCOTT, J.K. & SPAFFORD, H. 2008. The ecological barriers to the recovery of bridal creeper (*Asparagus asparagoides* (L.) Druce) infested sites: impacts on vegetation and the potential increase in other exotic species. **Austral Ecology** 33: 713-722.

URBAN R.A.; TITUS, J.E.; ZHU, W.X. 2006. An invasive macrophyte alters sediment chemistry due to suppression of a native isoetid. **Oecologia**, 148, 455–463.

VAN DEN BERG, M. S., COOPS, H.; NOORDHUIS, R.; VAN SCHIE, J.; SIMONS, J. 1997. Macroinvertebrate communities in relation to submerged vegetation in two Chara-dominated lakes. **Hydrobiologia** 342/343: 143–150.

VIEIRA, L.C.G.; BINI, L.M.; VELHO, L.F.M.; MAZAO, G.R. 2007. Influence of spatial complexity on the density and diversity of periphytic rotifers, microcrustaceans and testate amoebae. **Fundamental and Applied Limnology**, 170, 77–85.

YAKIMOWSKI S.B., HAGER H.A. & ECKERT C.G. 2005. Limits and effects of invasion by the nonindigenous wetland plant *Lythrum salicaria* (purple loosestrife): a seed bank analysis. **Biological Invasions**, 7, 687–698.

ZEDLER, J.B. 2004. Causes and Consequences of Invasive Plants in Wetlands: Opportunities, Opportunists, and Outcomes. **Critical Reviews in Plant Sciences**, 23(5):431–452.

7. APÊNDICE

7.1. Apêndice A – Variáveis físicas e Químicas da água.

Tabela1. Médias e desvios padrão das variáveis físicas e químicas da água das áreas de coleta.

Variáveis	rio Preto	rio Branco	rio Aguapeú	rio Acima
pH	5,6 ± 0,4	5,6 ± 0,3	6,0 ± 0,7	6,2 ± 0,4
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	2,058 ± 1,327	0,037 ± 0,004	0,930 ± 1,145	4,634 ± 6,119
Turbidez (NTU)	12 ± 17	26 ± 24	20 ± 23	13 ± 10
Temperatura (°C)	25,8 ± 3,4	25,6 ± 2,2	23,2 ± 3,0	23,5 ± 2,3
OD (mg.L ⁻¹)	4,6 ± 1,3	7,4 ± 0,8	6,4 ± 0,9	3,8 ± 1,6
Alcalinidade (meq.L ⁻¹)	0,149 ± 0,106	0,059 ± 0,024	0,114 ± 0,065	0,217 ± 0,090
N-NO ₂ (µg/L ⁻¹)	3,8 ± 3,0	1,9 ± 1,7	4,3 ± 2,4	6,3 ± 2,1
N-NO ₃ (µg/L ⁻¹)	55,7 ± 34,7	73,3 ± 34,8	44,3 ± 39,0	71,0 ± 65,5
N-NH ₄ (µg/L ⁻¹)	0,26 ± 0,34	0,05 ± 0,15	0,10 ± 0,20	2,02 ± 3,45
P-PO ₄ (µg/L ⁻¹)	3,6 ± 5,5	2,1 ± 3,7	10,6 ± 6,9	48,3 ± 33,9
P _{diss} (µg/L ⁻¹)	15,1 ± 13,0	13,3 ± 14,3	15,3 ± 8,3	63,7 ± 38,4
N-T (µg/L ⁻¹)	234,3 ± 65,0	241,3 ± 92,8	296,2 ± 109,9	375,6 ± 101,2
P-T (µg/L ⁻¹)	57,1 ± 31,9	72,1 ± 76,6	108,5 ± 51,3	163,4 ± 95,1

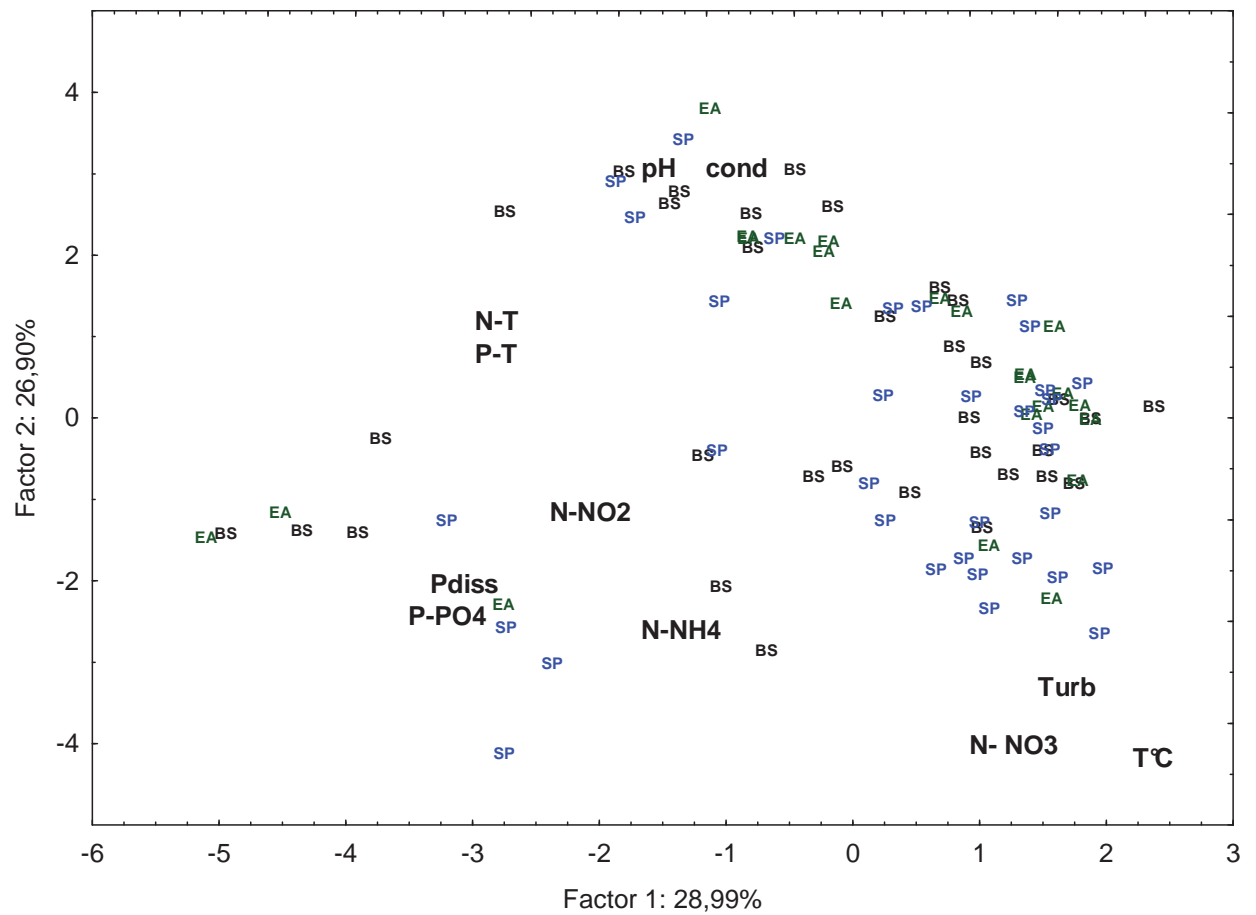


Figura 11. Análise dos Componentes Principais entre pontos amostrados e variáveis físicas e químicas da água. EA=amostras com predominância de *E. azurea*; BS= amostras com predominância de *B. subquadripa*; SP= amostras sem predominância de *E. azurea* e *B. subquadripa*.

7.2. Apêndice B –Imagens de *B. subquadripa* e *E. azurea*.



Figura 12. Banco de *B. subquadripa*. Observar caules emaranhados. Fonte própria.

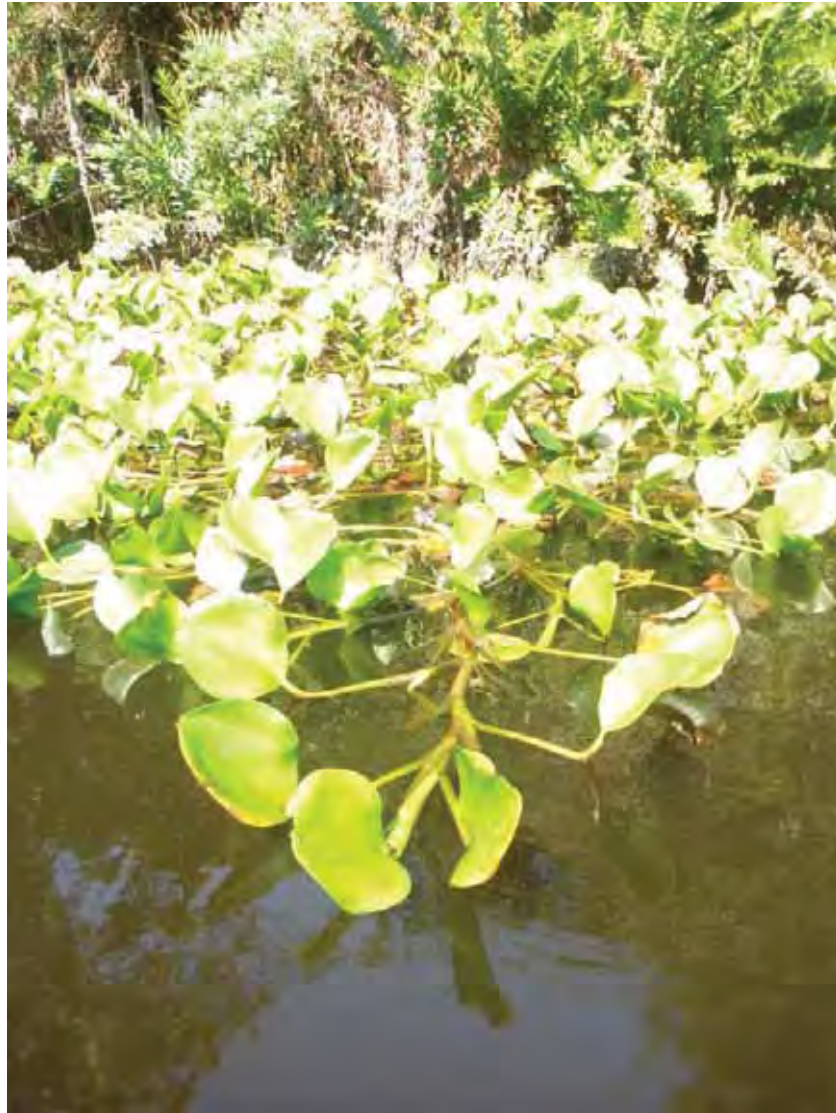


Figura 13. Banco de *E. azurea*. Fonte: João Osti.



Figura 14. Inflorescência de *E. azurea*. Fonte: João Osti.

7.3. Apêndice C - Coleta



Figura 15. Quadrados sendo utilizados em um banco de macrófitas. Fonte própria.

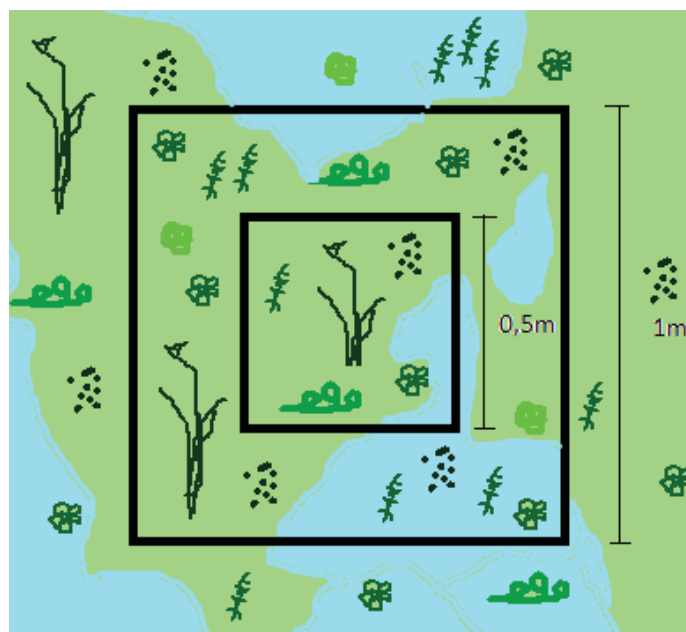


Figura 16. Esquema de como foi realizada a amostragem. Fonte própria.

7.4. Apêndice D – Imagens de locais colonizados por *B. subquadripa*.



Figura 17. Rio Acima com extensos bancos de *B. subquadripa*. Fonte própria.



Figura 18. Córrego em trecho urbano no município de Itanhaém, com grande banco de *B. subquadripa* associado a outras poáceas exóticas. Fonte própria.



Figura 19. Banco de *B. subquadripara* crescendo sobre banco de *E. azurea*. Fonte própria.

Sara Regina de Amorim

Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo – orientador